

**МОСКОВСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ ИМЕНИ  
М.В.ЛОМОНОСОВА**

**ФАКУЛЬТЕТ ПОЧВОВЕДЕНИЯ**

На правах рукописи

**БАДАВИ ВАЕЛЬ МАХМУД**

**РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ И ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ  
ХАРАКТЕРИСТИКА ПОЧВ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ  
ТЕРРИТОРИИ ДОЛИНЫ НИЛА И МОРСКИХ ПРИБРЕЖНЫХ  
АКВАТОРИЙ (ЕГИПЕТ)**

Специальность: 1.5.15 — Экология (биологические науки)

Диссертация

на соискание учёной степени доктора биологических наук

Научный  
консультант:

*Мамихин Сергей Витальевич*, доктор  
биологических наук, ведущий научный  
сотрудник, кафедра радиоэкологии и  
экотоксикологии, факультет почвоведения  
МГУ имени М.В.Ломоносова

г. Москва-2023

## ОГЛАВЛЕНИЕ

ОГЛАВЛЕНИЕ .....	2
ГЛАВА 1 ВВЕДЕНИЕ.....	5
ГЛАВА 2 ЛАНДШАФТНЫЕ, ГЕОХИМИЧЕСКИЕ И ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ УСЛОВИЯ ТЕРРИТОРИИ ДОЛИНЫ НИЛА И МОРСКИХ ПРИБРЕЖНЫХ АКВАТОРИЙ ЕГИПТА (Литературный обзор) .....	14
2.1 ОБЩИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ОБЪЕКТОВ ИССЛЕДОВАНИЯ.....	14
2.2 ГЕОМОРФОЛОГИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ТЕРРИТОРИИ .....	23
2.3 РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ И ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА.....	44
2.3.1 Радиоактивность почв и донных отложений.....	44
2.3.2 Экотоксикологическая характеристика территории.....	53
2.3.3 Источники загрязнения долины Нила и морских прибрежных акваторий Египта.....	62
ГЛАВА 3 МЕТОДОЛОГИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ.....	82
3.1 МЕТОДОЛОГИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ.....	82
3.1.1 Методы пробоотбора .....	83
3.1.2 Подготовка проб к анализу .....	99
3.2 МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ .....	100
3.2.1 Аналитические методы.....	100
3.2.2 Эквидозиметрия .....	117
3.2.3 Радиоэкологические риски.....	118
3.2.4 Экотоксикологические риски.....	119
ГЛАВА 4 СОДЕРЖАНИЕ И ЭЛЕМЕНТНЫЙ СОСТАВ ХИМИЧЕСКИХ ЭКОТОКСИКАНТОВ В ПОЧВАХ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ.....	121
4.1 ЭЛЕМЕНТНЫЙ СОСТАВ ЗАГРЯЗНИТЕЛЕЙ ПОЧВЫ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ РЕКИ НИЛ И ЕЕ ДЕЛЬТЫ.....	121
4.1.1 Элементный состав .....	122

4.1.2	Источники поступления, поведение элементов в почвах и донных отложениях	129
4.1.3	Статистический анализ результатов.....	133
4.2	ЭЛЕМЕНТНЫЙ СОСТАВ МОРСКИХ ОТЛОЖЕНИЙ ПРИБРЕЖНЫХ АКВАТОРИЙ КРАСНОГО МОРЯ.....	138
4.2.1	Элементный состав .....	138
4.2.2	Источники поступления, поведение элементов в морских отложениях (редкоземельных элементов) .....	143
4.2.3	Статистический анализ результатов.....	154
4.3	ЭЛЕМЕНТНЫЙ СОСТАВ МОРСКИХ ОТЛОЖЕНИЙ ПРИБРЕЖНЫХ АКВАТОРИЙ СРЕДИЗЕМНОГО МОРЯ .....	161
4.3.1	Элементный состав .....	161
4.3.2	Источники поступления, поведение микроэлементов в морских отложениях	169
4.3.3	Статистический анализ результатов.....	172
4.4	ОЦЕНКА УРОВНЕЙ ЗАГРЯЗНЕНИЯ .....	175
4.4.1	Индивидуальные индексы загрязнения .....	176
4.4.2	Комплексные индексы загрязнения .....	185
4.5	ОЦЕНКА И ХАРАКТЕРИСТИКА РИСКОВ.....	220
ГЛАВА 5 СОДЕРЖАНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ДОЛИНЫ НИЛА И МОРСКИХ ПРИБРЕЖНЫХ АКВАТОРИЙ ЕГИПТА		233
5.1	СОДЕРЖАНИЕ ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ И СВЯЗАННЫХ С НИМИ ДОЗОВЫХ НАГРУЗОК В ПОЧВЕ И ОТЛОЖЕНИЯХ ...	233
5.1.1	СОДЕРЖАНИЕ БЕР .....	233
5.2	Дозовые нагрузки.....	250
5.2.1	Мощность поглощённой дозы D (нГ/ч) .....	250
5.2.2	Мощность Годовой эффективной дозы .....	250
5.2.3	Эквивалент радия ( $Ra_{eq}$ ) .....	251

5.3 РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА (ДОЗОВЫЕ НАГРУЗКИ) ТЕРРИТОРИИ (СРАВНЕНИЯ РЕЗУЛЬТАТОВ ЕРН С ПРЕДЕЛЬНО ДОПУСТИМОЙ АКТИВНОСТЬЮ).....	252
5.3.1 ИНДЕКСЫ РАДИАЦИОННОГО РИСКА.....	252
5.4 ЭКВИДОЗИМЕТРИЧЕСКИЕ РИСКИ.....	262
ЗАКЛЮЧЕНИЕ И ВЫВОДЫ .....	263
Список сокращений и условных обозначений.....	269
Список литературы .....	271
ПРИЛОЖЕНИЕ 1 .....	304
ПРИЛОЖЕНИЕ 2.....	309
ПРИЛОЖЕНИЕ 3.....	311

## ГЛАВА 1 ВВЕДЕНИЕ

### Актуальность исследований

Загрязнение биосферы тяжёлыми металлами (ТМ) является одной из глобальных экологических проблем, возникших в результате вмешательства человека. В результате сочетания этого явления с воздействием естественных радионуклидов (ЕРН) можно ожидать чрезвычайно негативных результатов для нашей планеты. Различные тяжёлые металлы и радионуклиды имеют различную степень токсичности для живых организмов. Они устойчивы к физико-химическому и биологическому распаду, что приводит к их накоплению в верхних слоях почвы. В результате они становятся доступными для поглощения растениями через корни и затем попадают к человеку посредством пищевой цепи (Kabata-Pendias, 2011; Тихомиров, Алексахин, 1987). Зная концентрации элементов и активность радионуклидов, мы можем оценить степень их воздействия на человека и рассчитать возможные риски, в том числе оценить суммарный риск от воздействия радионуклидов и экотоксикантов, используя принципы эквидозиметрии. Понятие эквидозиметрия в научной литературе трактуется неоднозначно (Кеирим-Маркус, 1980; Кудряшов, 2004). Эквидозиметрия, как научное направление в экологии в её современном понимании, находится в начальной стадии своего развития. Её появление и дальнейшее совершенствование были неизбежны, в связи с широким применением ядерной и термоядерной энергии, наличием других источников ионизирующего излучения и химическим загрязнением окружающей среды человеком. В практическом аспекте эквидозиметрия в её расширенной трактовке – это расчёт совокупного риска от радиационного, химического и биологического воздействия на человека (Bréchignas, Desmet, 2005; Maubert, 2005; Tsytsugina, 2005).

Территории долины реки Нил и морских прибрежных акваторий Арабской Республики Египет (АРЕ) (Красное и Средиземное моря) являются наиболее густонаселёнными регионами страны. Это усиливает актуальность работы в связи с необходимостью получения современных данных, являющихся основой для расчёта индексов загрязняющих веществ и дальнейшей оценки возникающих экологических рисков в Египте. Поскольку геоэкологические и биогеохимические особенности территории играют существенную роль в формировании дозовых нагрузок на человека и окружающую среду (Tzortzis et al., 2003), в рамках работы была проведена оценка экологической ситуации на основе информации, полученной в ходе исследований двух контрастных в этом отношении типов территорий, а именно долины реки Нил и морских прибрежных акваторий Египта.

**Целью диссертационной работы** является оценка радиоэкологической и экотоксикологической ситуации на густонаселённых территориях долины реки Нил и морских прибрежных акваторий Египта.

Для достижения поставленной цели необходимо было решить следующие **задачи:**

1. Создать базы данных по современным уровням содержания и элементному составу хемотоксикантов и естественных радионуклидов (ЕРН) на исследуемых территориях.
2. С помощью GIS-технологий построить карты пространственного распределения элементов-хемотоксикантов и ЕРН в почвах и отложениях и определить источники загрязнения исследуемых территории.
3. Оценить показатели радиоэкологического и экотоксикологического состояния окружающей среды при современных уровнях

содержания естественных радионуклидов и хемотоксикантов в почве и отложениях исследуемых территорий Египта.

4. Оценить риски, обусловленные элементами-хемотоксикантами, а также дозовые нагрузки от ЕРН и связанные с ними риски воздействие на человека на исследуемой территории
5. Рассчитать эквидозиметрические параметры и оценить совокупные риски влияния элементов-хемотоксикантов и ЕРН на территории долины реки Нил и морских прибрежных акваториях Египта.
6. Дать прогноз динамики экологического состояния на территории долины и дельты реки Нила и морских прибрежных акваторий Египта.

**Научная новизна:** получил развитие эквидозиметрической подход к оценке экологического состояния территорий. Для долины реки Нил и морских прибрежных акваторий Египта получена принципиально новая информация по элементному составу, содержанию экотоксикантов и ЕРН в почве и отложениях. Впервые для этих регионов Египта определены уровни референтных фоновых значений содержания химических элементов в почвах и отложениях, создана актуальная база данных современного содержания химических элементов и радионуклидов, построена карта пространственного распределения индексов индивидуального и комплексного загрязнения территории экотоксикантами и ЕРН, дана оценка современного радиоэкологического и экотоксикологического состояния и разработан прогноз на будущее.

**Теоретическая и практическая значимость:** результаты исследований, полученные в работе, могут быть использованы в качестве фоновых данных для мониторинга загрязнения окружающей среды и являются основой для расчёта индексов загрязняющих веществ, и дальнейшей

оценки возникающих экологических рисков в Арабской Республики Египет (АРЕ). На основе полученных результатов составлены карты пространственного распределения элементов-экотоксикантов и выделены районы с повышенными уровнями их содержания в стране. Определены источники загрязнения, оценена современная экологическая обстановка и дан прогноз ее изменения на исследуемых территориях.

Результаты данной работы в виде научных статей и двух баз данных, были представлены в Академию научных исследований и технологий Египта лицам, принимающим решения в области экологии, для дальнейшего распространения среди заинтересованных сторон и использования этой информации в соответствии с научными и практическими интересами и административными обязанностями. Работа представляет интерес и полезна для исследователей в различных дисциплинах, таких как физика, химия, статистика, политология, инженерное дело, агрономия, для уполномоченных органов, в области рыболовства и океанографии, а также для специалистов Министерства окружающей среды.

Данная работа является первым широкомасштабным исследованием по изучению загрязнения химическими элементами и содержанию ЕРН в почве и донных отложениях и их влиянию на экологическое состояние густонаселённых регионов Арабской Республики Египет. Результаты данной работы позволят вскрыть особенности загрязнения почв и отложений с точки зрения геохимии и наметить районы с геогенно - и техногенно-повышенными концентрациями элементов на исследуемых территориях. Это позволяет оценить современную экологическую обстановку и дать прогноз её изменения на исследуемых территориях. На основе полученных результатов рассчитаны индивидуальные и комплексные показатели для оценки экологической ситуации и качества



почвы и донных отложений. Знания о закономерностях формирования дозовых нагрузок и оценка экологического риска от совокупного воздействия химических элементов и ЕРН дополняет и расширяет концепцию «эквидозиметрия».

### **Основные положения, выносимые на защиту**

1. Современная эколого-геохимическая характеристика территорий вдоль реки Нил и прибрежных районов египетской акватории Средиземного и Красного морей. Элементный состав и соотношение ТМ и ЕРН в почвах и донных отложениях в наиболее густонаселённых районах Арабской Республики Египет (АРЕ).
2. Карта пространственного распределения дозовых нагрузок от ЕРН и элементов-хемотоксикантов и загрязнения. Geographic Information System (GIS) технологии идентификации источников и природы загрязнения территории ЕРН и элементами-хемотоксикантами.
3. Конкретизация эквидозиметрического подхода и адаптация его к оценке сочетанного загрязнения территорий ТМ и ЕРН. Апробация разработанного метода на примере оценки экологических рисков для густонаселённых районов долины реки Нил и прибрежных акваторий Средиземного и Красного морей АРЕ.
4. Индивидуальные и комплексные индексы загрязнений – индикаторы оценки экологической ситуации на исследуемых территориях Египта.
5. Современные уровни потенциальных радиоэкологических, экотоксикологических и эквидозиметрических рисков, обусловленных текущим содержанием естественных радионуклидов и хемотоксикантов в почвах и донных отложениях исследуемых территорий Египта.

- б. Актуальная база новых данных по содержанию и элементному составу хемотоксикантов и ЕРН в почвах и донных отложениях долины реки Нил и прибрежных акваторий Средиземного и Красного морей АРЕ.

**Личный вклад автора:** в основе работы лежат данные полевых исследований автора в 2011–2022 гг. Автором самостоятельно были сформулированы тема, цели и задачи, спланированы и выполнены научные эксперименты, получены и проанализированы исходные данные, сформулированы заключения, основополагающие выводы работы и обобщение результатов. В совместных статьях вклад автора составлял более 80%, включая 90% написание статей, статистический анализ полученных данных, инфографика и картография. Часть экспериментальной работы выполнена в рамках подготовки кандидатских диссертаций Ахмеда Талаата, Мухамеда Митвалли и Нагвы Саад, научным руководителем которых являлся автор, а также магистерских диссертаций Ясмин Сархан и Атия Махмуда также сделанных под руководством автора.

**Апробация материалов диссертации:** результаты работы были доложены на международных конференциях: «11<sup>th</sup> conference on radiation physics and protection», (Египет, 2012); «International experts' meeting on radiation protection after Fukushima Diichi accident: promoting confidence and understanding», (Австрия 2014); «Workshop about “five years cooperation with Dubna”», (Египет, 2015); «The First International Conference on Radiation Physics and Its applications (ICRPA-1)», (Египет, 2015); «24th International Seminar on Interaction of Neutrons with Nuclei: Neutron Spectroscopy, Nuclear Structure, Related Topics (ISINN) JINR». (Россия, 2016); «7th International Conference on Optical Spectroscopy, Laser & Their Applications», (Египет,

2016); «International Symposium on In Situ Nuclear Metrology as a tool for radioecology INSINUME», (Македония, 2017); «25th International Seminar on Interaction of Neutrons with Nuclei: Neutron Spectroscopy, Nuclear Structure, Related Topics (ISINN) JINR», (Россия, 2017); «26th International Seminar on Interaction of Neutrons with Nuclei», (Китай, 2018); «Школа для молодых ученых и семинар «Информационные центры ОИЯИ: задачи и перспективы»», (Россия, 2018); «1th Conference of the Arabian Journal of Geosciences (CAJG-2018)», (Тунис, 2018); «14th Arab Conference on the Peaceful Uses of Atomic Energy», (Египет, 2018); «2nd International Conference on Radioanalytical and Nuclear Chemistry», (Венгрия, 2019); «27th International Seminar on Interaction of Neutrons with Nuclei ISSIN: «Fundamental Interactions & Neutrons, Nuclear Structure, Ultracold Neutrons, Related Topics»», (Россия, 2019); The XXV International Scientific Conference of Young Scientists and Specialists (AYSS), (Republic of Kazakhstan, 2021); 28<sup>th</sup> International Seminar on Interaction of Neutrons with Nuclei ISINN, Dubna – (Russia, 2021) (2 доклада); International conference on radiation in various fields of research, RAD10, (Черногория, 2022) (Доклад); IV International Scientific Forum “Nuclear science and Technologies”, (Казахстан, 2022) (Доклад), а также на заседаниях кафедры радиоэкологии и экотоксикологии, факультета почвоведения - Московский государственный университет (МГУ) имени М.В. Ломоносова (2019; 2020; 2021, 2022).

Работа выполнена на кафедре радиоэкологии и экотоксикологии факультета почвоведения МГУ имени М. В. Ломоносова и в Объединённом институте ядерных исследований (ОИЯИ) в г. Дубне в рамках совместного проекта между ОИЯИ и Академией научных исследований и технологий Египта. Также в работе принимали участие коллективы кафедры радиоэкологии и экотоксикологии факультета

почвоведения МГУ имени М. В. Ломоносова, Египетского агентства по атомной энергии и ОИЯИ. Совместное участие в работе отражено в публикациях по теме диссертации. Автор выражает искреннюю благодарность всем коллективам, принявшим участие в работе и в обсуждении ее результатов.

**Связь работы с плановыми исследованиями и научными программами:** работа выполнена в рамках научных исследований по проектам ASRT-JINR (2011–2022) и проведена в сотрудничестве с Академией научных исследований и технологий (ASRT) Египта и Объединённым институтом ядерных исследований (ОИЯИ) в г. Дубне, а также при участии египетское агентство по атомной энергии. Материалы, послужившие основой для написания диссертации, получены и обобщены при реализации плановой темы фундаментальных научно-исследовательских работ кафедры радиоэкологии и экотоксикологии факультета почвоведения МГУ им. М. В. Ломоносова.

**Публикации:** Результаты исследования отражены в 23 публикациях, 16 из которых опубликованы в журналах Web of Science, Scopus, RSCI, входящих в перечень изданий, рекомендованных для защиты в диссертационном совете МГУ по специальности «экология», а также в научных статьях в сборниках, материалах и тезисах докладов российских и международных конференций.

**Структура и объем диссертации:** диссертация изложена на 309 страницах и состоит из введения, обзора литературы, изложения методов, результатов и их обсуждения, выводов и рекомендаций. Список литературы включает 332 источника. Работу иллюстрируют 41 таблиц и 92 рисунков.

## **Благодарности**

Автор выражает глубокую признательность своему научному консультанту, д.б.н. С.В. Мамахину и заведующему кафедрой радиоэкологии и экотоксикологии факультета почвоведения МГУ им М. В. Ломоносова, д.б.н., профессору А. И. Щеглову за неоценимую помощь и поддержку. Автор благодарен всем сотрудникам кафедры радиоэкологии и экотоксикологии факультета почвоведения. Автор также благодарит всех коллег в Объединённом институте ядерных исследований, Академии научных исследований и технологий Египта и Египетском управлении по атомной энергии.

## **ГЛАВА 2 ЛАНДШАФТНЫЕ, ГЕОХИМИЧЕСКИЕ И ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ УСЛОВИЯ ТЕРРИТОРИИ ДОЛИНЫ НИЛА И МОРСКИХ ПРИБРЕЖНЫХ АКВАТОРИЙ ЕГИПТА**

**(Литературный обзор)**

### **2.1 ОБЩИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ОБЪЕКТОВ ИССЛЕДОВАНИЯ**

#### Долина реки Нил и Дельта

Река Нил является одной из крупнейших рек на Земле (длиной 6825 км) , прибрежный бассейн которой охватывает 12 стран: Танзания, Уганда, Руанда, Бурунди, Демократическая Республика Конго, Кения, Эфиопия, Эритрея, Южный Судан, Судан и Египет (Stanley, Warne, 1993; Arafa et al., 2015; Badawy et al., 2019; Badawy et al., 2018; Badawy et al., 2017; Badawy et al., 2015; Badawy et al., 2021).

Река Нил представляет собой заметную географическую особенность Северной Африки. Это единственная река, которая способна нести часть дренажа Экваториальной Африки через бесплодную и лишенную дождей сахару к Средиземному морю. Нил - единственная река, впадающая в южное Средиземноморье. В своём путешествии через Сахару от Атбары (правый приток Нила) до Средиземного моря река на протяжении почти 2700 километров не получает ни притока, ни сколько-нибудь значительного количества воды. Путешествие, которое Нил совершает через безоблачную пустыню, является замечательным и уникальным. Большинство других рек не смогли бы следовать своим курсом на такое большое расстояние, не рассеяв свои воды, не сбросив свой груз и не развернувшись во внутреннюю дельту. Современные реки Гаш и Барка, вытекающие из Эфиопского нагорья, являются примерами рек, которые не могли следовать своим курсом на какое-либо расстояние дальше последней точки, где у них был запас воды. После выхода из

Эфиопских высот на засушливые эритрейские и суданские равнины эти реки становятся вялыми, поскольку они теряют свою воду через просачивание и испарение, пока не разойдутся во внутренних дельтах. Атбара и Голубой Нил вели себя подобным образом в засушливые периоды прошлого, когда количество воды, которую они несли, было невелико (Said, 1993). (рисунок 1 показывает карту Нила в Египетской части).

У Нила есть два притока: Белый Нил, считающийся верховьем, и Голубой Нил, основной источник воды и ила. Следует отметить, что Нил является основным источником воды в Египте и Судане, поскольку его северная часть течет на север, почти полностью через пустыню Судана, и заканчивается большой дельтой в Средиземном море. В дельте Нила живет самая значительная часть населения Египта. Таким образом, Нил образует третью по величине дельту в мире с общей площадью более 24000 км<sup>2</sup>. Фактическая чистая подача отложений в дельту Нила оценивалась в 50 миллионов тонн / год, в основном из-за эрозии более старых отложений русла реки Нил ниже по течению от Асуанской плотины. В связи с этим, завершение строительства Асуанской плотины в 1964 году значительно сократило наносные нагрузки, которые несла река Нил в дельту (Shalash, 1980; Ismail et al., 1994; Dekov et al., 1997). Из-за геоморфологической особенности Восточной Африки, около 85% нагрузки Нила вверх по течению от Асуанской плотины происходит с Эфиопского плато и транспортируется Голубым Нилом (Stanley, Warne, 1993; Arafa et al. , 2015; Badawy et al. , 2019; Badawy et al. , 2018; Stanley, 1996).

Из-за Асуанской плотины около 90% отложений Нила, богатых К и Р, происходящих из Эфиопского Высокого плато, накапливаются за плотинной, препятствуя отложению ила в почве. Это приводит к тому, что вниз по течению от плотины растёт уровень потребления химических

удобрений, инсектицидов и пестицидов для нужд сельского хозяйства. В сочетании с устойчивым ростом населения нагрузка на экосистему Нила пропорционально увеличивается, так что более потенциально токсичные и радиоактивные элементы рассеиваются в почве, воде и воздухе в результате промышленной и сельскохозяйственной деятельности (Wahaab, Badawy, 2004).

Дельта и нижняя долина Нила были плотно заселены в течение нескольких тысячелетий, и культурная история данного региона хорошо известна. В настоящее время в этом районе проживает около 95% из 92-миллионного населения Египта. Значительная промышленная деятельность расположена в непосредственной близости от города Каира и особенно в районе дельты. Годовое потребление воды Нила египетской промышленностью составляет  $6,38 \times 10^8$  м<sup>3</sup>, из которых  $5,49 \times 10^8$  м<sup>3</sup> сбрасывается обратно в реку Нил. Кроме того, значительные количества муниципальных сточных вод и сельскохозяйственного дренажа добавляются в нижнюю часть Нила. Таким образом, необходимость мониторинга окружающей среды Нила представляется очевидной, включая осадки и поверхностные почвы (Badawy et al. , 2017; Wahaab, Badawy, 2004).

(Wahaab, Badawy, 2004) проводили очень обширные описания оценки качества воды системы реки Нила, где выброс воды с плотины Высокий Асуан колеблется от 52,9 до 57,4 млрд. М<sup>3</sup> / год. С увеличением ожидаемого использования Египту придётся полагаться на подземные водоносные горизонты и дорогостоящее опреснение морской воды. Следовательно, существующие возобновляемые ресурсы должны быть чрезвычайно тщательно обработаны для адекватного обеспечения быстро растущего населения и промышленной активности, с помощью таких вариантов, как повышение эффективности ирригации и / или изменения



типов сельскохозяйственных культур, а также сокращение площадей под орошением. Текущее использование воды из реки Нил и прогнозы на 2000 год свидетельствуют о быстром росте спроса, который, как ожидается, будет удовлетворён за счёт использования воды из водостоков и сокращения стока из водосборов в море. Это создаёт серьёзные проблемы, поскольку вода в стоках в настоящее время имеет низкое качество из-за загрязнения из промышленных, муниципальных и сельскохозяйственных источников.

Река Нил является важной водной артерией для египтян, поскольку представляет собой основной источник пресной воды для всех видов жизни. Основная антропогенная деятельность в основном происходит вдоль двух берегов Нила и Дельты. Как показано на Рисунке 2-1 большинство сельскохозяйственных районов вдоль двух берегов реки Нил расположено в дельте.

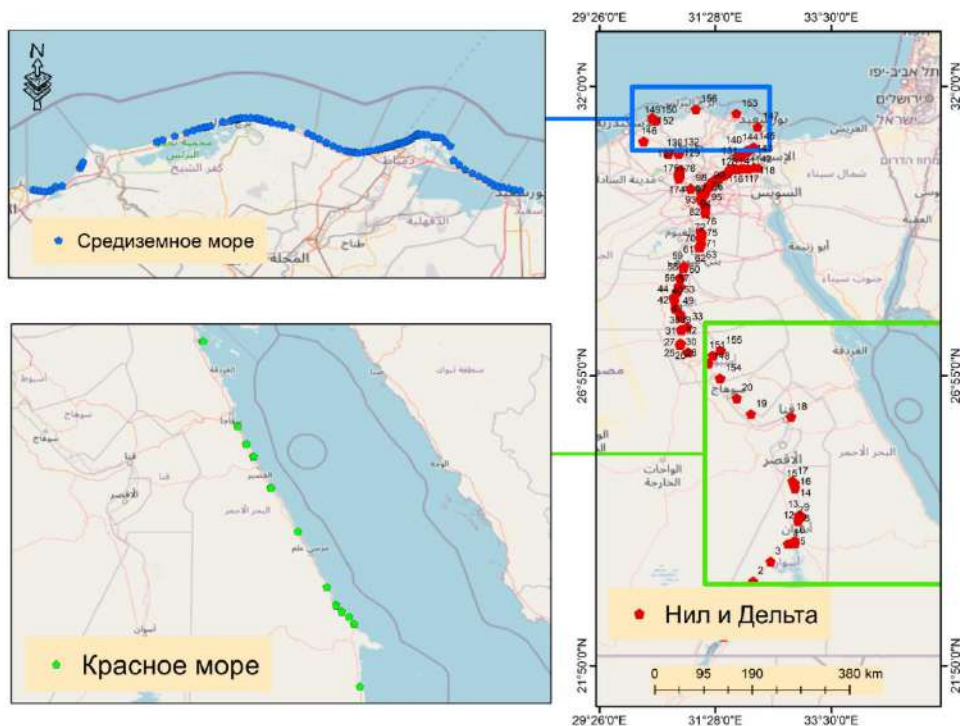


Рисунок 2-1: карта Египта, где указаны все изучаемы объекты

Said (1993) упомянул о том, что Нил имеет очень небольшой сток по сравнению с его длиной или площадью его бассейна. Сток Нила действительно очень скромнен. Длина Нила составляет 6825 километров, а его водосборный бассейн составляет 2,96 миллиона квадратных километров, что эквивалентно одной десятой части Африканского континента. Однако его сток едва ли равен Рейну, чей водосборный бассейн составляет почти одну тринадцатую часть водосборной площади Нила. Нехватка вод Нила по сравнению с другими реками мира в значительной степени объясняется малым количеством стока, получаемого на единицу площади дренажа; большая часть бассейна почти полностью лишена осадков.

Немногие страны в мире в такой степени зависят от воды из одного источника, как Египет. Естественный цикл Нила для сброса осадков был нарушен вмешательством человека, в частности, построением высотной Асуанской плотины. Это вмешательство привело к серии ответов, которые теперь угрожают северной дельте Нила. Эрозия, засоление и загрязнение вызывают заметное снижение продуктивности сельского хозяйства и потерю земли и прибрежных лагун в период, когда население растет в геометрической прогрессии (Stanley, Warne, 1993; Stanley, 1996).

Цикл наводнения Нила контролируется к северу от Асуана, донные отложения больше не транспортируются к побережью, а баланс между речными и морскими процессами полностью изменен. Еще Геродот осознал ключевую природу этого баланса: «особенно в части под названием Дельта, мне кажется, что если Нил больше не затопит его, тогда, на все времена, египтяне пострадают» (Herodotus, 5th century B. C.). Система реки Нил была настолько изменена, что почти вся вода в настоящее время отводится плотной сетью ирригационных каналов по всей долине и дельте и пресная вода не доходит до моря. Кроме того,

небольшой объем воды Нила, который сейчас достигает побережья, является загрязненным сельскохозяйственным стоком и промышленно-коммунальными отходами, которые попадают в четыре прибрежные лагуны (Postel, 1992).

### **Красное море**

Происхождение понятие «Красное Море» обсуждалось учеными во многих исторических и географических работах. В античной литературе термин «Красное море» встречается в трудах Геродота. В его трудах прослеживается параллель между античной и индоевропейской традицией о цветовой семантике так называемого «Окружающего моря» (для Геродота Атлантический океан соединён с Красным морем, образуя т. н. Окружающее море). Античные и древневосточные авторы исходят из концепции попадания в воду «красящего сегмента»: либо кровь (у древнегреческих и древнеиндийских авторов), либо фарн - субстанция, попадающая в море в результате сражения героя с драконом и насильственного оскпления дракона (в древнеиранских источниках). Таким образом, можно сделать вывод, что название «Красное море» формировалось от единого источника эпохи индоевропейского единства.

Красное море получило своё название из-за красного оттенка солёных лагун, которые находятся между современным Суэцким каналом и Бедуинским холмом, на северо-западе от города Суэц. Эти лагуны изначально были частью Красного моря. Причина красного оттенка воды – entomostracous crustaceans, разновидность *Daphnia pulex*, ракообразных. Профессор подтверждает предположение Страбона, согласно которому название моря связано непосредственно с цветом воды. Ноут (1912) также предполагает, что время от времени вода в прибрежных районах Красного моря приобретает красный цвет из-за микроскопических водорослей.

Подобные явления нередко можно наблюдать и в открытом море. При гниении эти водоросли могут быть опасны для человека: предположительно первая вспышка чумы в Египте возникла именно в результате гниения этих водорослей (Нойт, 1912; Бухарин, 2009).

Красное море уникально во всех отношениях, включая его тектоническую историю, окружающую среду и биологию. Красное море уже давно признано одним из компонентов континентальной рифтовой системы, которая простирается от Мертвого моря до Мозамбика, и наиболее заметными геоморфологическими особенностями Красного моря являются крайние глубины вдоль оси бассейна и высокие возвышенности вдоль большей части его рифленого слоя (Bosworth, 2015).

Известной чертой Красного моря является его функция в качестве важного морского пути и транспортного коридора между севером (Средиземное море) и югом (Индийский океан). Красное море является горячей точкой биоразнообразия моря с богатыми коралловыми рифами, мангровыми зарослями и местами обитания морских водорослей (Pan et al., 2011; Roberts et al., 2002). Египет, Израиль, Иордания, Саудовская Аравия, Судан, Эритрея, Джибути, Йемен и Эфиопия граничат с Красным морем (El-TaHER et al., 2018; Madkour, 2005). Основными экологическими проблемами и угрозами для Красного моря являются загрязнение нефтью, загрязнение воды, удаление твёрдых отходов, судоходство, загрязнение от транспортировки фосфора и рыболовства ( El-TaHER et al. , 2018).

(El-TaHER et al. , 2018) перечислил какие основные факторы, которые влияют на природу Красного Моря. Основными факторами являются огромное количество видов деятельности, таких как добыча полезных ископаемых, производство фосфорных удобрений и их применение в сельском хозяйстве, сжигание угля, производство цемента, строительство улиц. Большой интерес к изучению Красного моря вызвали не только

учёные из стран, граничащих с морем, но и из других стран по многим научным аспектам. В частности, Красное море изучалось с разных точек зрения - геологической эволюции, антропологической активности в лагунных отложениях и т.д. (Bosworth, 2015; Rasul, 2015).

Было проведено несколько исследований по изучению антропологических и геогенных воздействий на морские отложения вдоль восточных и западных берегов Красного моря. Загрязнение металлами морской среды является глобальной экологической проблемой. В отличие от большинства загрязняющих веществ, они токсичны, широко распространены и устойчивы, что усиливает их тенденцию к биоаккумуляции и биомагнификации в пищевой цепи (Karuppasamy et al., 2017). Морские отложения являются предпочтительной матрицей для контроля концентрации металлов и металлоидов, так как значения показывают меньшую вариацию за более короткие периоды, чем растворенные металлы и металлоиды в вышележащей толще воды (Atkinson et al., 2007).

Amin et al. (2009) показали, что более 90% нагрузки металла и металлоида в водных системах связаны с взвешенными частицами и осадками. Таким образом, массовая доля металлов и металлоидов в поверхностных отложениях дает лучшие данные для описания пространственных и временных тенденций в оценке риска для окружающей среды (Karuppasamy et al. , 2017).

## Средиземное море

Со Средиземным морем в общей сложности граничит 21 страна. . Основными экологическими характеристиками средиземноморского экорегиона являются климат и наличие почв и питательных веществ. Средиземноморские экорегионы обычно определяются их особым климатом, который является переходным между умеренным и сухим тропическим климатом. Основная характеристика существования комбинированного сухого и жаркого летнего периода - это переменная длина, которая создает сильный водный стресс видам и экосистемам в летний период. Для средиземноморского климата характерна высокая непредсказуемость, с большими ежегодными колебаниями во времени, а также в количестве осадков или возникновении экстремальных температур (Médail, 2008). Средиземное море является ключевым фактором окружающей среды в этом регионе. Наличие большого окраинного и почти полностью закрытого моря на западной стороне большой континентальной территории является географически уникальным. Его размер на самом деле существенный. Площадь, исключая Черное море, составляет около 2,5 млн. км<sup>2</sup>. Красное море протянуто на примерно 3700 км с запада на восток и 1600 км с севера на юг, средняя же его глубина составляет 1500 м. Гибралтарский пролив, который связывает Средиземное море с Атлантическим океаном, имеет ширину всего 14,5 км и глубину менее 300 м в самом узком месте. . Эти морфологические характеристики делают Средиземное море крупным источником влаги и тепловым резервуаром со значительной емкостью для прилегающих территорий (учитывая среднегодовое значение, он действует как умеренный источник тепла). Гибралтарский пролив играет решающую роль в окружающей среде Средиземного моря. Потоки через пролив компенсируют дефицит массы из-за большого испарения в

бассейне, снабжают сравнительно пресной водой одно из самых соленых морей на Земле, а также обеспечивают небольшой запас тепла, поскольку отток воды из Средиземного моря (СВ) более холодный, чем атлантический приток воды (АВ) (Lionello et al., 2012).

Средиземное море - это закрытое море, с ограниченным обменом с мировым океаном, активной глубокой опрокидывающейся циркуляцией, неглубокой циркуляционной ячейкой и сложной циркуляцией верхнего слоя с несколькими постоянными и почти постоянными вихрями. Средиземное море экспортирует воду средней глубины в Атлантический океан и, таким образом, напрямую и значительно влияет на его океанографические условия. Кроме того, из-за ограниченного обмена свойствами с мировым океаном и процессов внутренней трансформации было высказано предположение, что его можно считать «лабораторией» «мини-океана», представляющей процессы, которые происходят в более широком масштабе в Мировом океане. Средиземное море не находится в устойчивом состоянии со спорадическими глубоководными явлениями и потенциально чувствительно к климатическим изменениям (Tanhua et al., 2013). Автор так же упомянул о том, что мониторинг и моделирование эволюции динамики Средиземного моря и воздействия на биогеохимию является неотъемлемой частью его системы наблюдений.

## **2.2 ГЕОМОРФОЛОГИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ТЕРРИТОРИИ**

### **Река Нил и Дельта**

Среди больших рек с обширными дельтами, расположенных в экстремально сухих условиях, наиболее значимой является дельта реки Нил. Под влиянием течения на восток аллювиальные материалы, переносимые рекой, сформировали Северо-Синайскую прибрежную равнину. (Чичагов, 2014). Северо-Синайская равнина образует

неправильный остроугольный треугольник с ориентацией вершины в восточном направлении. Её рельеф представлен различными элементами, такими, как участки плоских молодых морских террас, холмы, гряды и островные горы. (Чичагов, 2004). Все эти геоморфологические формы подвергались продолжительному воздействию ветров, многократному засыпанию песками и постоянному взаимодействию с широко распространенным дюнным рельефом. Морские аккумулятивные террасы представляют собой лестницу из шести уровней: на высоте 6-8 метров расположена ульжаская, или фландрская терраса, на высоте 15-20 метров — монастирская, на высоте 28-30 метров — тирренская, на высоте 55-60 метров — милаццкая, на высоте 90-100 метров — сицилийская и на высоте 100-200 метров и выше — калабрийская террасы. (Чичагов, 2014). Низкие террасы образуются из-за многократного нанесения морскими ветрами перевеянных песков и имеют плоскую поверхность. Нижнечетвертичные и плиоценовые террасы имеют холмистый рельеф и располагаются на высотах от 80 до 200 метров и выше. В южном направлении высокая плиоценовая терраса переходит в денудационную равнину плиоценовой поверхности выравнивания. Террасы доримского возраста состоят из рыхлых песков с вкраплениями ракушек, в то время как более древние террасы, также преимущественно песчаные и с наличием ракушек, стали литифицированными. На морском шельфе развивается серия литифицированных береговых валов.

В период Неонила дельта реки Нил сформировалась в своем текущем облике (менее 0.3 миллиона лет). Сама река Нил возникла в раннем миоцене, окончательно сформировалась во время мессинского соленосного кризиса, который протекал примерно от 6.5 до 5.5 миллионов лет назад. Примерно 5.5 миллионов лет назад произошла значительная амплитуда тектонических движений в африкано-



средиземноморском регионе, в результате чего в низовьях реки Эонил образовался гигантский каньон шириной 10-20 км, протяженностью до 1300 км и глубиной 2500 м. Практически одновременно вода Атлантического океана прорвала барьер в районе Гибралтара, образовав гигантский водопад. С этого времени океанские и речные воды стали заполнять высокогорную впадину, что в результате привело к возникновению Средиземного моря. (Несис., 2000).

С начала Древнего Царства в долине и дельте Нила имели место значительные антропогенные нагрузки, которые со временем постепенно увеличивались и достигли катастрофических масштабов после строительства Асуанской ГЭС в 1964 году. Мощное вмешательство человека в функционирование крупнейшей пустынной реки Африки привело к серьезным изменениям в режиме формирования ее дельты и прилегающей восточной береговой зоны моря и имело значительные последствия (Чичагов, 2014).

Исходя из результатов археологических исследований можно сделать вывод, что дельта Нила за последние 3-4 тыс. лет выдвинулась в Средиземное море на расстояние от 5 до 15 км (Сафьянов, Лотфи, 1995). С увеличением использования воды из реки Нил для орошения количество наносов, выносимых в море, стало сокращаться, что привело к изменениям в структуре дельты. С 1898 по 1970 год произошло общее отступление внешнего края дельты на примерно 2.2 км из-за размыва ее устьевых участков. К примеру, устье Дамьетты за 58 лет с 1925 по 1983 год отступило на 1800 метров, а Розетты за 56 лет с 1927 по 1983 год - на 1675 метров. Особенно интенсивный размыв края дельты начался после создания Асуанской ГЭС в 1964 году и продолжается по сей день. Отмечается, что размыв происходил неравномерно по всему фронту дельты, и в центральной части, в районе Буруллуса, этот процесс начался

более 300 лет назад (Сафьянов, Лотфи, 1983). Примерно 900 лет назад высох рукав дельты, который впадал в море в районе протоки Буруллус. Постепенное высыхание рукавов привело к упадку городов, расположенных на их берегах, включая древний египетский город, порт и укрепленную цитадель Пелусий, который находился в устье самого восточного рукава Нила (Чичагов, 2014).

Информация об измерениях уровня Нила, собранная с помощью водомерных постов за период с 650 по 1900 год, содержит количественные данные о колебаниях уровня реки. В течение этого времени произошли три крупных наводнения в первой половине IX века: в 813, 816 и 829 годах. Эти стихийные бедствия привели к засорению рукава Пелусия отложениями наносов реки и одновременному образованию нового рукава Дамьетта. Наводнения перенесли значительное количество донных отложений дельты в сторону моря. Когда песчаные осадки были перемещены восточными береговыми течениями, они вновь осаждались на поверхности иловых отложений позднего голоцена в области залива Тинех, которую можно назвать «зоной тени». Необходимый для быстрого накопления объем песка составлял приблизительно 1 км<sup>3</sup>. Это происходило благодаря местным процессам опускания, которые ранее были упомянуты Goodfriend, Stanley (1999).

Несмотря на то, что дельта реки Нил была впервые описана Геродотом еще в IV веке до н. э., знания о его геологии и процессах осаднения остаются весьма ограниченными. Особенно это касается прибрежной дельты Нила, где были проведены лишь минимальные исследования.

Морфология реки Нил изменилась в прошлом веке из-за геологических, топографических и климатологических условий, а также

из-за антропогенного воздействия. Термин «морфология реки» используется для описания формы речных каналов и того, как они изменяются в форме и направлении с течением времени. Кроме того, морфология реки - это область науки, которая занимается изменением формы реки. Морфология реки является функцией ряда процессов и условий окружающей среды, включая состав и пригодность берегов (например, песок, глина, коренная порода); эрозия происходит от силы и последовательности тока, и может повлиять на формирование реки (Rosgen, 1996; Negm et al., 2017). Negm et al. (2017) изучали морфологические изменения поверхности в первом и втором течении реки Нил (юг Египта) с помощью нескольких изображений Landsat, полученных в разных датах, которые использовались и анализировались на основе методов дистанционного зондирования (Remote Sensing) и географической информационной системы ГИС технологии. Автор упомянул о том, что результаты исследования показали незначительное изменение площади водной поверхности в течение периода 1984-2011 - река Нил в рассматриваемом регионе потеряла около 2,3% своей площади. При этом результаты для второго охвата указывают на интенсивное уменьшение площади водной поверхности в период 1984–2010 гг. (около 13% площади акватории в 1984 г.), и наибольшее это уменьшение произошло в течение периода с 2005 по 2010 гг. (около 8,3%).

Египетский Нил течет из Асуана в Средиземное море с пологим уклоном от одного метра на каждые 15 километров длины в регионе Кена до одного метра на каждые 11,4 километра в регионе Бени-Суэф. Вдоль этого участка река течет в русле, образованном ее собственными отложениями, которые откладывались из года в год до постройки высокого Дарна. Миновав Каир, река впадает в Дамьетту и Розеттские

ответвления дельты. В прошлом притоки дельты были более многочисленны и простирались на восток до Пелусиакской ветви, впадавшей в Синай, и на запад до Канопской ветви, впадавшей к западу от Александрии. Египетско-Нубийский Нил уникален среди рек мира тем, что он продолжает свое течение в Средиземное море через засушливую и безводную Сахару на протяжении почти 2700 километров, не получая никакого существенного притока воды. Здесь Said (1993) попытался объяснить уникальные и исключительные условия, которые позволили реке продолжать свое течение в пустынях Сахары, а не заканчивать его и разливаться во внутреннюю дельту, прежде чем войти в Египет или достичь Средиземного моря.

История египетского Нила сложна и ее реконструкция затруднительна. Изучение отложений, которые Нил отложил в своих прошлых каналах и пойме, их высота, расположение, состав и ископаемое, а также археологическое содержание помогают реконструировать окружающую среду и физические условия, в которых они были сформированы, а также источники, из которых они были получены. Следует ожидать, что не все особенности и отложения, оставленные рекой на протяжении ее последовательных стадий развития, будут сохранены или поддадутся непосредственному изучению. Некоторые из открытых отложений, например, могли быть смыты более поздними дождями, не оставив следов, некоторые из погребенных отложений могут быть недоступны для изучения.

Одна из трудностей, с которой приходится сталкиваться при изучении истории египетского Нила, заключается в том, что его отложения нельзя датировать в абсолютном значении. За исключением самого молодого из них отсутствуют материалы, которые могут быть определены абсолютным возрастом с помощью радиометрических

методов датирования.

На протяжении большей части своей геологической истории земля Египта была затоплена морем, которая периодически вторгалась в нее с севера. Максимальное наводнение произошло около 60 миллионов лет назад, когда оно охватило почти всю землю Египта и значительную часть Северного Судана. С этого времени море начало отступать почти без перерыва, пока примерно 30 миллионов лет спустя морской берег не оказался в окрестностях оазиса Фаюм и Сива, а примерно 20 миллионов лет спустя береговая линия была близка к своему нынешнему положению. В период отступления моря вновь возвышенные земли Египта развили дренажную сеть, которая иногда заканчивалась в Фаюме или восточной оконечности каттарской впадины, образуя большие дельты, отложения которых сохранились вокруг берегов озер Карун (Фаюм) и Могра (Said, 1993).

Coleman et al. (1981) выделил четыре морфологические зоны: Зона 1. - гладкодонные, флокулированные глины и илистые глины, которые простираются от береговой линии на 40 км в сторону моря до 25-метрового контура; Зона 2. - песчаный пояс (шириной 5-20 км), простирающийся на восток от устья Дамьетты и изгибающийся к побережью на границе исследуемого района. Доминирующими чертами дна были миграционные формы ложа различных размеров, наложенные на линейные песчаные гряды. Зона 3. - гладкая глина до илисто-глинистого рельефа дна, перемежающегося отчетливыми водорослевыми бугорками. Курганы (рельеф до 10 м) состоят из живых коралловых водорослей, которые вносят грубый мусор в окружающие отложения. Зона 4. - грязевые диапиры и шельфовые спады, характеризующие эту дистальную часть шельфа и верхний склон.

Песок на внутреннем шельфе активно мигрирует и, вероятно, не

представляет собой реликтового месторождения. Распределение Дамьетты вызывает крупномасштабное возмущение в среднем восточном дрейфе вдоль египетского побережья. Необычно сильные течения, способные транспортировать и перерабатывать большие объемы песка, связаны с вихрем, находящимся за этой особенностью. Направленность этих течений и кривизна оси вихря хорошо соответствуют характеру распределения песка на внутреннем шельфе (Coleman et al. , 1981). Несмотря на то, что был сказан в других местах в последствие построения плотины. Однако, автор подтверждает негативное влияние закрытия высокой плотины в 1964 году. Это существенно ограничило поступление отложений на побережье реки Нил. Канал Розетты по-прежнему получает небольшой объем воды и мелкозернистый осадок, но канал Дамьетты был полностью запечатан, и никакие осадки не были доставлены в устье реки. Это уменьшение количества отложений приводит к ликвидации проградации распределительных каналов, которая была распространена в течение последних 11,000 лет и привела к образованию дельтовой равнины площадью около 12,000 км<sup>2</sup> (Coleman, 1982).

В течение голоцена Дельта образовала и покинула многочисленные притоки. В процессе оставления последовало локальное отступление береговой линии (и, следовательно, образование многочисленных мельных пляжных хребтов), но общая картина была одна из прогдаций. С 1964 года большая часть береговой линии дельты подверглась эрозии (Academy of Scientific Research and Technology, 1975).

Вышеупомянутые четыре зоны суммируются следующим образом:

**Зона 1:** От береговой линии до глубины воды примерно 25 м есть зона без каких-либо серьезных рельефных особенностей и очень низкой отражательной способностью сигнала гидролокатора. Эта зона имеет

примерно 40 км в ширину к востоку от распределительного канала Дамьетта и простирается вдоль береговой линии. Эта зона характеризуется высоким содержанием глинистых хлопьев, органических остатков и фекальных гранул.

**Зона 2:** Следующая зона шельфа состоит из широкого песчаного пояса, простирающегося от устья Дамьетты на восток и, наконец, изгибающегося к суше вдоль восточной границы района исследования в окрестностях Суэцкого канала. Этот песчаный пояс залегает на глубине 25-60 м, а ширина пояса колеблется от 5 до 20 км. Данные гидролокатора бокового сканирования показали два основных морфологических признака в пределах этой зоны: крупные линейные песчаные гряды были сложены чистым, хорошо сортированным, средним и мелким песком, а межрайонные участки - плохо сортированными песчаными илами.

**Зона 3:** Следующая зона, обращенная к морю, состоит из в целом ровного рельефа, прерываемого многочисленными насыпями коралловых водорослей. Исследования показали преобладание илистой глины (50-70% частиц глинистого размера), раковин и остатков водорослей. Также исследование показало высокое содержание карбонатов (50-100%) в этом регионе. Донные образцы показали наличие как инкрустирующих, так и ветвящихся коралловых водорослей. В образцах можно было наблюдать живой пигмент, свидетельствующий об их современном росте.

**Зона 4:** Следующая зона в сторону моря, на глубине 90-200м, представляет собой разрыв континентального шельфа. Есть два основных морфологических признака: грязевые диапиры и курганы и отвесные блочные уступы. К берегу от шельфового разлома дно относительно гладкое, с разбросанными коническими бугорками грязи, которые иногда демонстрируют небольшие отверстия. Курганы варьируются в диаметре от примерно 400 м до менее чем 80 м с высотой 12-16 м над окружающим

морским дном. Комбинация донного отбора проб и непрерывного бокового сканирования гидролокатора обеспечила базу данных для описания распределения наносов. В отличие от предыдущих концепций осадконакопления на шельфе Восточного Нила, отложения в пределах песчаного пояса активно мигрируют, и поэтому пояс, вероятно, является современным месторождением. Кроме того, коралловые водоросли шельфа активно строят курганные структуры и представляют собой современный источник карбонатных обломков, поступающих на окружающее морское дно (Coleman et al. , 1981; Coleman, 1982). Более подробная информация о Ниле и его Дельте проведена в книгах и справочниках (Said, 1993; Dumont, 2009; Negm, 2017; Said, 1993)

Изучаемая территория реки Нил и его дельты показаны на Рисунок 2-2.

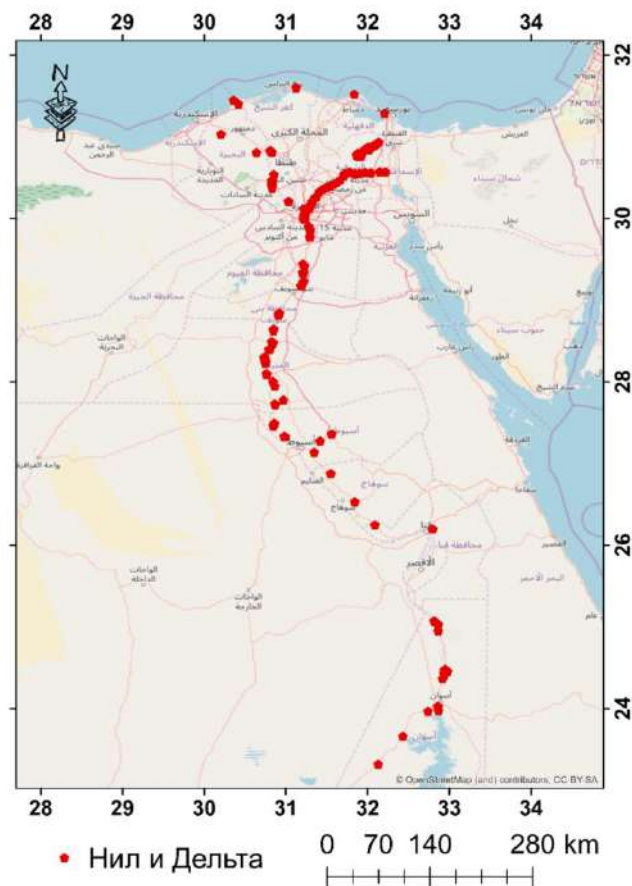


Рисунок 2-2 точки пробоотбора для изучаемой территорий Реки Нил и его дельты



## Красное море

Красное море — Красное море представляет собой одну из самых молодых океанических зон на земле и образовалось в результате медленного распространения морского дна. Вместе с трансформным разломом Акаба-Мертвое море он образует западную границу Аравийской плиты, которая движется в северо-восточном направлении. Плита ограничена Битлисским швом и Загросским складчатым поясом и зоной субдукции на севере и северо-востоке, а также центром спрединга Аденоского залива и зоной разлома Оуэна на юге и юго-востоке. На юге оно соединено с Индийским океаном Баб-эль-Мандабским проливом, на севере – со Средиземным морем (Суэцкий канал) (Rasul et al., 2015). Красное море простирается ЮВ-СЗ между  $12^{\circ}$  N,  $43^{\circ}$  E. и  $30^{\circ}$  N,  $32^{\circ}$  E. и занимает площадь около  $44000 \text{ км}^2$ . Вблизи  $28^{\circ}$  северной широты Красное море разделяется на западную и восточную часть, соответственно Суэцкий и Акабский заливы (Fouada, Gerges, 1994). У широты 16 между Джизаном в Саудовской Аравии и Массавой в Эритрее его ширина составляет 354 км, в то время как в районе Баб-эль-Мандебского пролива - всего 92 км (Nawab, 1984).

Суэцкий залив простирается примерно на 255 км с шириной 17-25 км и максимальной глубиной 83 м. Залив Акаба короче, уже и гораздо глубже, он простирается на 180 км, а его ширина колеблется от 25 км в южной части до 16 км в северной. Максимальная глубина воды в Центральном бассейне достигает 1850 метров (Fouada, Gerges, 1994). Длина египетского побережья Красного моря составляет около 1705 км, из них 760 км — это побережье Красного моря, а 945 км-береговая линия Суэцкого и Акабского заливов (Scheffers, Browne, 2010; UNEP, 1997).

Особенностью Красного моря являются его водные и наземные экосистемы, которые остаются относительно нетронутыми человеком.

Регион обладает богатым культурным наследием, в нем расположено множество важных археологических, исторических и священных объектов, особенно в узкой прибрежной зоне. Однако растущее давление со стороны застройщиков все больше угрожает этим ценным объектам. Хотя Красное море по-прежнему является одним из наименее экологически нарушенных морей по сравнению с другими закрытыми водными объектами, оно подвергается все большей опасности. Существует растущий риск загрязнения прибрежных и морских районов, а также ухудшения состояния окружающей среды в результате быстрого расширения морской деятельности. Прибрежная среда обитания преобразуется для городского и промышленного развития, быстро растущих туристического и рекреационного секторов.

Побережье Красного моря включает в себя широкий спектр тропических морских и наземных местообитаний, которые представляют значительную природоохранную, научную, экономическую или рекреационную ценность. Например, ресурсы Красного моря вносят существенный вклад в экономику Египта, особенно в области добычи нефти, туризма, рыболовства и судоходства через Суэцкий канал. Кроме того, планы будущего экономического развития Египта включают значительные инвестиции вдоль побережья Красного моря. Кроме того, правительство планирует развивать туризм и рекреацию вдоль побережья в южной части страны.

Земная среда в целом ухудшается во всем мире. Существует общее мнение, что деятельность человека на суше и в море нарушает равновесие в геологических и биологических циклах морской среды. Это наиболее выражено вдоль прибрежной зоны, которые имеют значительный уровень для общего социально-экономического развития.

В общей сложности 12 прибрежных районов вдоль египетского участка Красного моря исследованы, как показано на Рисунок 2-3.

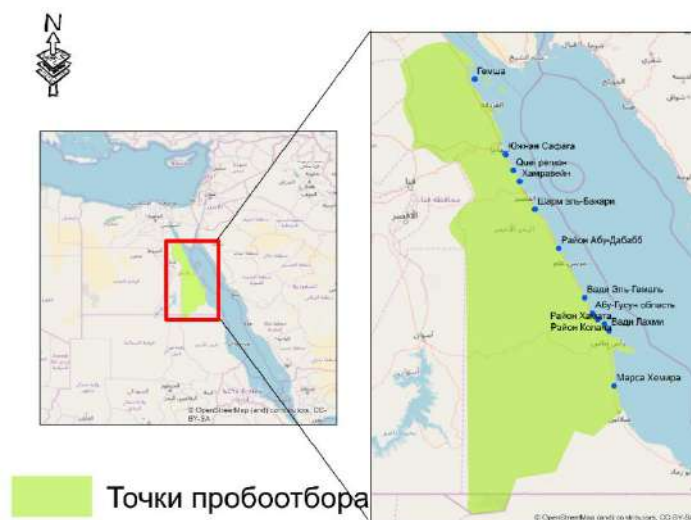


Рисунок 2-3 точки пробоотбора для изучаемой территории Красного моря

Северные заливы Красного моря отличаются не только подводной морфологией, но и прибрежной геоморфологией. Суэцкий залив во многих его частях граничит с относительно широкими и умеренно высокими и низкими песчаными равнинами. Типичные низкие точки встречаются на Северном, Северо-Восточном и Восточном побережьях.

В отличие от этого берега залива Акаба крутые на всем протяжении залива с очень узкими или отсутствующими прибрежными равнинами. Граничащие горы резко поднимаются от кромки воды. Однако верховья заливов находятся низко - они поднимаются всего на 2 м над уровнем моря.

Прибрежные равнины собственно Красного моря граничат с высокими горами, возвышающимися примерно на 1000 м на севере и более чем на 3500 м на юге. В Египте, Судане и Саудовской Аравии фронтоны и веерные системы сливаются в море с горными склонами, тогда как в Эритрее, южной Саудовской Аравии и Йемене прибрежные равнины граничат с высокими эрозионными откосами, простирающимися

на 50–100 км вглубь страны. Прибрежные равнины обычно узкие и высокие на севере и более широкие и низкие на юге. Относительное погружение южного побережья могло быть вызвано понижением уровня прибрежных равнин, сопровождавшим подъем йеменских и Эфиопских сводов в олигоцен-миоценовые времена. Ширина прибрежных равнин составляет 3–35 км на севере и увеличивается примерно до 50 км на юге. Однако прорыв холмов Красного моря в токаре, Судан, привёл к возникновению угрозы низкой и широкой прибрежной равнины (Coleman et al. , 1981; Coleman, 1974).

Прибрежные линии Красного моря часто образуются в виде скалистых заголовков, называемых вдоль всего региона «рас» (например, рас Банас, рас Гареб, рас Хатиба и т. д.). Кроме того, береговые линии и внешние окаймляющие рифы нерегулярно пересекаются ручьями, известными местным жителям как "шармы» (например, Шарм-эль-Шейх). Эти ручьи "шармы", как правило, утоплены речными долинами. Южные прибрежные зоны Красного моря имеют свои уникальные особенности. В этих районах хорошо развиты мангровые заросли и болота. Лучший пример этих мангровых лесов и болот находится в Джизане в Саудовской Аравии. Оно простирается на 1 км вглубь страны. Кроме того, интенсивное накопление донных отложений на юге привело к образованию сублиторальных и супралиторальных песчаных дюн, илистых отложений и песчаных кос (Madkour, 2005; Mansour et al., 2013).

Одной из важнейших характерных геоморфологических особенностей региона Красного моря является окраинная сабхинская равнина и испарения. Они были сформулированы из-за высокой скорости испарения в сочетании с приливными механизмами. Земная среда включает в себя некоторые геологические явления и некоторые из таких сред, как соляные болота, сабхи (солончак) и мангровые деревья.

Исходя из вышеизложенных геологических явлений, такие среды можно рассматривать как:

***Приморские горы:*** каменистая пустынная прибрежная линия эко-региона прибрежная пустыня Красного моря простирается через Египет вдоль Суэцкого залива и Красного моря и далее в Судан. Вдоль всей этой скалистой прибрежной равнины участки морского камыша и другой солончаковой растительности уступают место сухим прерывистым руслам ручьёв, называемым "вади», дальше вглубь страны. Вади несут сток от дождевых осадков в высоких горах этого эко-региона. Горы получают гораздо больше осадков, чем пустынные районы, из-за их высоты и более низких температур. Единственные растения, которые могут выжить в пустыне, — это очень солеустойчивые и засухоустойчивые виды, которые растут вдоль побережья, и жёсткие виды акаций, которые растут вдоль побережья вади дальше вглубь страны.

***Прибрежные террасы:*** Высокие горы, простирающиеся вдоль западного побережья Красного моря, характеризуют внутреннюю геоморфологию. Многие вади выходят из этих холмов, будучи сухими большую часть времени со спорадической и резкой речной активностью. Во время значительной аллювиальной активности в последние 140,000 лет вдоль побережья были развиты рифы. Их рост был нерегулярным и прерывистым по двум основным причинам: во-первых, изменение уровня моря относительно береговой линии развивало террасы, а во-вторых, из-за аллювиальной активности с уровнем моря от 20 до 60 м ниже нынешнего, окаймляющий риф развивался на современной береговой линии, а пятнистые рифы развивались на любых более старых известняковых (или других) платформах (Sheppard et al., 1992).

***Аллювиальный поток:*** Удивительные показания эрозии и осадения ручьёв имеются в районах египетского Красного моря и заливов Суэц и

Акаба. Редкие дожди действительно выпадают на водосборных площадях скалистых пустынных нагорий, образуя воронкообразные паводки, образующие аллювиальные веера площадью в несколько квадратных метров в длину. Аллювиальные конусы образуются на подводной поверхности подводной лодки, особенно на пологих склонах. На исключительно крутых участках склонов вдоль побережья, субаэральные вентиляторы не образуются (Friedman, 1985). Современные тектонические процессы также повлияли на потоки через возвышение, что привело к дальнейшей эрозии и образованию террас. На локальном уровне можно видеть, что современные движения разломов также пересекли и вытеснили отложения.

***Прибрежная дюна:*** Растительные песчаные дюны Суэцкого залива и побережья Красного моря занимают узкий пояс, непосредственно связанный с подачей песка и благоприятным ветровым режимом. Продукты выветривания фундамента и Фанерозойских пород переносятся на побережье паводковыми водами. Большая часть этих песчаных дюнных полей образуется в устье или рядом с большими вади. Согласно классификации прибрежных песчаных дюн, большинство из них относится к зарождающемуся растительному типу. Они обычно имеют форму параллельных гребней, отражающих доминирующее ветровое отвлечение. Дюны в основном состоят из кварца и полевого шпата (> 80%), а также раковин и биогенных фрагментов, принесенных с пляжа ветром. Прибрежные дюны в основном умеренно сортированы, с положительной асимметрией и мезокуртичными средне-мелкими песками.

***Марсы и шармы:***

**Марсы** — это небольшие заливы, которые обеспечивают доступ к морю и обратно. Они образуются в конце водоотводных каналов (вади). Рост рифов прерывается периодическими наводнениями и транспортировкой

песка по этим каналам. В результате марса обеспечивает выход в море без необходимости пересекать широкий плоский риф. В этих местах часто есть хорошие пляжи и хорошие возможности для дайвинга. Бухты также обеспечивают безопасную якорную стоянку для водолазных лодок и могут использоваться для небольших причалов. Большие причалы с полным оборудованием часто лучше всего расположены в низменных районах, прилегающих к бухте.

**Шармы:** Шармы похожи на марсы, но обычно меньше, с непрерывным окаймляющим рифом, который граничит с большей частью береговой линии. Они также расположены во главе вади. Шармы часто предлагают эффективное ныряние и могут служить якорными стоянками для лодок, если они достаточно глубоки. Оборудование, которое часто может быть установлено как в марсах, так и в шармах, включает:

- Причальные буи;
- Плавательные и демаркационные буи;
- Плавучие бассейны для купания;
- Подводные дорожки вдоль береговой линии от Хургады до Рас Банаса.

### **Средиземное море**

Прибрежная зона - это динамичная часть земной поверхности, где как морские, так и атмосферные процессы создают побережье и дюны, барьеры и приливные впадины, каменистые берега и формируют дельты (Masselink, Hughes, 2003).

Исследуемая прибрежная зона простирается вдоль северных прибрежных районов Средиземного моря вдоль египетского участка. Изучаемые районы – Рашид или Розетта, рас-Эльбар и Эльбруллус как показаны на карте Рисунок 2-4.

Прибрежный Научно-исследовательский институт в Александрии имеет 3 исследовательские станции вдоль северных прибрежных районов Средиземного моря. Каждая из этих станций отвечает за изучение конкретного региона и описание каждого региона следующим образом:

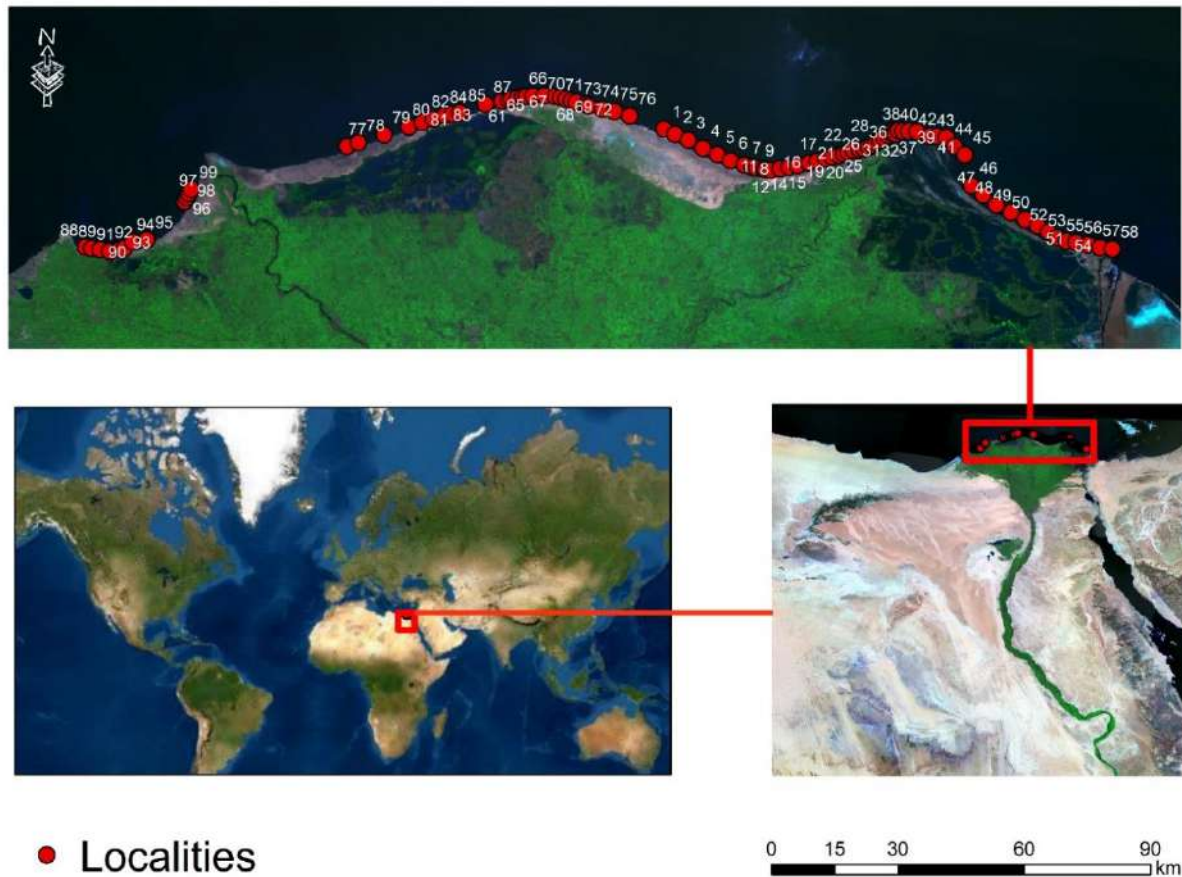


Рисунок 2-4: точки пробоотбора для изучаемой территории средиземного моря

### I. Научно-Исследовательская Станция Абу-Кир

Отвечает за изучение прибрежной зоны залива Абу-Кир, простирающейся до выхода из озера Эдку и устья реки Рашид, или Розетта, а также прилегающей прибрежной зоны.



## **II. Научно-исследовательская станция Эль-Бруллус**

Отвечает за изучение прибрежной зоны вокруг выхода из озера Эльбруллус и прилегающей прибрежной зоны, включая выход из Стока Китченер.

## **III. Научно-исследовательская станция Рас Эльбар**

Отвечает за изучение прибрежного района Порт-Саида к западу от Суэцкого канала, простирающегося до выхода из озера Манзала и устья Дамьетты, а также прилегающей прибрежной зоны.

Средиземноморское побережье Египта простирается от Саллума на западной границе до Рафха на восточной границе, между долготами  $25^{\circ} 12' E$  и  $34^{\circ} 10' E$ , и в большинстве случаев выше широты  $3^{\circ} E$ . В длину побережье достигает около 900 километров и прорезано двумя рукавами Нила, западным (Розетта) и восточным (Дамьетта). Вблизи своей восточной стороны побережье характеризуется соединением Средиземного моря с Красным морем через Суэцкий канал, идущий от Порт-Саида на Средиземном море до Суэца на Суэцком заливе. Средиземноморское побережье датируется главным образом от плейстоцена до недавнего времени. Средиземноморское побережье Египта можно условно разделить на три части, основываясь главным образом на общих различиях в топографии и литологии (Nilmy, 1951):

1. Западная часть, к западу от Розетты,
2. Средняя часть, между Розеттой и Дамьетта,
3. Восточная часть, к востоку от Дамьетты.

В результате исследования автор приходит к выводу, что содержание карбоната кальция в пляжных песках, как правило, увеличивается с увеличением расстояния от устья реки Нил в Розетте до тех пор, пока его содержание не достигнет примерно 99,4% к западу Марса-Матруха. В этой части пляжа карбонат кальция образуется в

основном за счет гранулированных карбонатных песков. В средней части пляжа вокруг Александрии карбонат кальция представлен фрагментами раковин. Вблизи устья реки Нил фрагменты раковин встречаются не очень часто, а преобладают кварцевые пески (Hilmy, 1951).

Данная работа посвящена средней части, расположенной между Розеттой и Дамьетта. Морфология и прибрежные формы рельефа играют важную роль в определении влияния повышения уровня моря. Средиземноморское побережье Египта, простирающееся на 1000 км, разделено на три различных геоморфологических региона: западный регион, который составляет прибрежные 550 км Западной пустыни (известный как северное побережье), средний регион, представляющий собой побережье дельты Нила длиной 250 км, и восточный регион простирается на 200 км в Северном Синае (Hereher, 2015). Потенциальные последствия повышения уровня моря включают ускорение эрозии береговой линии, затопление водно-болотных угодий и лиманов, загрязнение водных ресурсов и угрозы для социально-экономической деятельности, а также инфраструктуры.

Автор также упомянул о том, что с точки зрения геоморфологии, северные прибрежные районы египетского Средиземного моря делятся на дельтовые и песчаные, лагуны, скалистые клиффы и низкие клиффы побережья.

Исследуемый регион простирается от Порт-Саида на восток до Розетты на запад (дельтовые и песчаные побережья) длиной в 300 км. Это самые населённые регионы страны. Автор показал, что район с высокой уязвимостью к повышению уровня моря с помощью индекса уязвимости прибрежных районов (CVI) включает густонаселённое побережье дельты Нила. Он также дал рекомендации о том, что необходимо принять

национальные меры по охране всего побережья в местах, находящихся под угрозой исчезновения (Hereher, 2015).

Omran (1988) сообщает, что три мыса (вершины) дельты Нила: Розетта, Балтим и Дамиетта подверглись эрозии в период с 1955 по 1983 год со скоростью 114 м/год, 9 м/год и 31 м/год, соответственно. Ali (2011) классифицировал озеро Буруллус вдоль побережья дельты Нила как гиперэвтрофный водоем с плохими экологическими условиями из-за сброса дренажных вод.

Северные прибрежные районы дельты Нила, простирающейся от Александрии до Порт-Саида, состоят из дельтовых песчаных пляжей со средним и очень мелким песком. В нем проживает большая часть населения страны, и он составляет житницу страны. Дельта Нила окружена известковым скалистым плато (длиной 550 км) к западу от Александрии, известным как северное побережье, где вдоль побережья встречаются известняковые хребты и скалистые мысы морского происхождения. К востоку от дельты Нила вдоль северного Синая расположено прибрежное поле песчаных дюн (длиной 200 км), прерываемое мелководным озером лагуной Эль-Бардавилль. Большая часть населения и промышленных предприятий вдоль этого побережья приходится на Александрию, Дамиетту, Порт-Саид, Розетту, Матрух и Эль-Ариш. Повышение уровня моря, особенно вдоль побережья дельты Нила (протяженность 250 км), было большой проблемой из-за топографического характера дельты (Hereher, 2015; Hereher, 2010).

Наиболее заметными топографическими особенностями вдоль дельты являются крупные современные мысы Розетта и Дамиетта. Между ними лежит широкий мыс, который образует остатки Дамиеттского мыса, образованного осадком, сброшенным с бывшей Себеннитской ветви Нила около 6500 лет назад, на карте показаны мысы дельты Нила (Рисунок 2-5)

(Розетта, Эль Буруллус и Дамьетта). Во время голоцена Дельта была построена семью распределительными каналами, которые впоследствии были заилены и заменены современными каналами Розетты и Дамьетты. Эти распределительные каналы были тогда единственным источником отложений для современных дельтовых мысов. После развития прежних распределительных каналов около 6500 лет назад длинноречные течения, вызванные косым волновым приближением, образовали дельтовый бережье (Stanley, Warne, 1993; Frihy et al., 2003; Stanley, 1989; Stanley, 2019; Emelyanov, Shimkus, 1986).

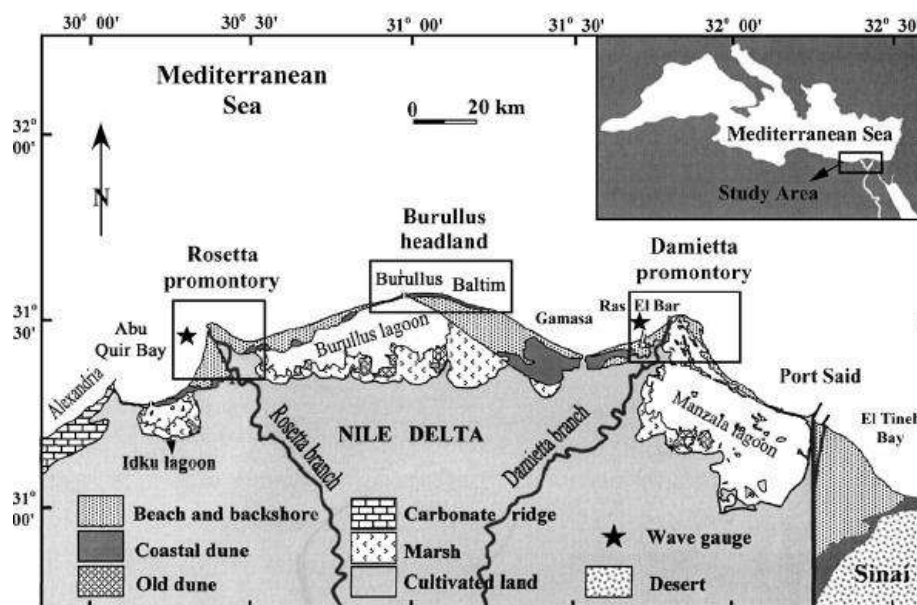


Рисунок 2-5 Карта побережья дельты Нила с указанием положения мысов дельты Нила (Розетта, Эль Буруллус и Дамьетта) и основных геоморфологических единиц. Также обозначаются позиции волновых датчиков (Frihy et al. , 2003).

## 2.3 РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ И ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА

### 2.3.1 Радиоактивность почв и донных отложений

Изучению естественной радиоактивности биосферы уделялось и уделяется большое внимание учёных разных стран (Tzortzis et al. , 2003;

El-Tahawy, Higgy, 1995; Перцев, 1973; Баранов, Морозова, 1962; Алексахин, 1982; Алексахин, 1963; Бадави, 2010; Tzortzis et al., 2004; Tzortzis, Tsertos, 2005). Основными объектами исследований являются почва и отложения как наиболее вероятные источники облучения человека.

Концентрации естественных радионуклидов варьируются в очень широких пределах (не менее чем в 100 раз) в зависимости как от содержания в почвообразующих породах, так и от процессов почвообразования. Среднемировые значения концентраций естественных радионуклидов (ЕР) в почвах создают активность около 1000 Бк/кг. Существенная часть естественной радиоактивности почв связана с радиоизотопами трех радиоактивных семейств — урана (родоначальник  $^{238}\text{U}$ ; период полураспада  $T_{1/2} = 4,5 \times 10^9$  лет), актиния (родоначальник  $^{235}\text{U}$ ;  $T_{1/2} = 7,1 \times 10^8$  лет) и тория (родоначальник  $^{232}\text{Th}$ ;  $T_{1/2} = 1,4 \times 10^{10}$  лет). Эти семейства включают соответственно 17, 14 и 12 радиоактивных изотопов, распадающихся в основном с испусканием альфа-частиц (ядер гелия); некоторые из членов семейств относятся к  $\beta$ - и  $\gamma$ -излучателям (Алексахин, 1982; Белицина et al., 1988).

Содержание естественных радионуклидов (ЕР) определяется рядом факторов. Существует взаимосвязь между наличием долгоживущих ЕР в породообразующих горных породах и почвах.

Другим важным фактором, определяющим содержание ЕР в почвах, является степень изменения материнской горной породы в процессе почвообразования. Так, в почвах, образованных на элювии карбонатных пород, массовая доля ЕР в несколько раз выше, чем в почвообразующих породах: выветривание карбонатов в процессе почвообразования приводит к относительному накоплению ЕР в почвах. Еще более выраженное

несоответствие между содержанием ЕР в почвах и породах наблюдается в тех случаях, когда почвы по составу резко отличаются от подстилающих пород, например торфянистые почвы.

Существенные различия в поведении радионуклидов, включая естественные, часто наблюдаются в зависимости от свойств почвы. К примеру, в почвах северной части европейской части России такие радионуклиды, как  $^{232}\text{Th}$  и  $^{226}\text{Ra}$ , могут накапливаться в верхних слоях почвы и в иллювиальном слое таблица 2-1..

Таблица 2-1 Массовая доля основных естественных радиоизотопов в почвообразующих породах и почвах (Алексахин, 1982; UNSCEAR, 2000; UNSCEAR, 1993)

	Массовая доля, Бк/кг		
	$^{40}\text{K}$	$^{232}\text{Th}$	$^{238}\text{U}$
Породы:			
Изверженные:			
Кислые	1100	1000	70
Средние	900	40	30
Мафические	300	15	15
Ультраосновные	180	30	5
Осадочные:			
Известняки	110	9	35
Карбонаты		10	32
Песчаники	450	14	23
Сланцы	900	55	55
Почвы:			
Болотные	110	8	8
Подзолистые	180	11	15
Дерново-подзолистые	360	18	27
Серые лесные	450	22	32
Черноземы	500	26	44
Каштановые	700	32	45
Серо-коричневые	860	34	50

Сероземы	810	38	60
Среднемировое значение для почвенного покрова	450	32	32

В ряде случаев высокая или низкая активность указанных радионуклидов может наблюдаться в одних и тех же генетических слоях почвы, независимо от ее типа. В первую очередь это связано с небольшой мощностью почв и близким залеганием к земной поверхности основных горных пород, из которых поступают указанные радионуклиды. Установлено, что  $^{40}\text{K}$  частично накапливается в верхних слоях, но максимальная его активность проявляется в иллювиальном слое и основной почвообразующей породе (Киселев et al., 2001).

В Египте измерение радиоактивности естественных радионуклидов в разных компонентах наземных экосистем было праведно многими учеными (Badawy et al. , 2018; Badawy et al. , 2015; Бадави, 2010; Ahmed, El-Arabi, 2005; El-Taher, Abbady, 2012; Uosif, El-Taher, 2008; Badawy et al., 2014; Badawy et al., 2013; El-Gamal et al., 2007; El-Taher et al., 2019; Abdellah et al., 2017; Ibrahiem et al., 1993). Тем не менее, эти исследования были проведены локально, а не масштабно, как в данном исследовании.

Ahmed, El-Arabi (2005) определил содержания ЕР ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ , and  $^{40}\text{K}$  (Бк/кг)) в разных типах почвы (удобрения, сельскохозяйственная почва и образцы почвы острова Нил). Результаты исследования показали, что образцы фосфорных удобрений показывают значительно более высокую концентрацию  $^{226}\text{Ra}$ . Полученные результаты показывают, что средние значения концентраций  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$  в фосфорных удобрениях составили  $366 \pm 10,5$ ,  $67 \pm 7,3$  и  $4 \pm 2,6$  Бк/кг соответственно, в то время как для сельскохозяйственных почв и почвы острова Нил соответствующие значения были следующими  $366 \pm 10,5$ ,  $67 \pm 7,3$  и  $4 \pm 2,6$  Бк / кг

соответственно.  $13.7 \pm 7$ ,  $12.3 \pm 4.6$ ,  $1233 \pm 646$  и ещё  $11.9 \pm 6.7$ ,  $10.5 \pm 6.1$ ,  $1636 \pm 417$  Бк / кг, соответственно.

С помощью гамма-спектрометрического анализа исследовано содержание природных радионуклидов  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$  в донных отложениях реки Нил в различных районах Верхнего Египта от Асуана до Эль-Минии. Определение и измерение концентрации радионуклидов имеют большое значение для оценки внешней дозы облучения, получаемой человеком. Диапазон и средние значения концентраций активности  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$  составляют 13–42 (29), 10–67 (45), и 74–139 (123) Бк кг-1 соответственно. Эти результаты, как оказалось, согласуются с теми данными, которые были представлены для египетской почвы в качестве 17 (5-64), 18 (2-96), и 320 (29-650) Бк/кг сухого веса (UNSCEAR, 2000). Результаты показывают, что концентрации активности  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{232}\text{Th}$  в Асуане и Кене выше, чем в других провинциях, в то время как активность  $^{40}\text{K}$  в районе Сохаг выше, чем в других районах. Более высокие концентрации радионуклидов обусловлены удалением промышленных отходов для переработки фосфорных удобрений и других тяжёлых промышленных объектов на берегах рек (El-Taher, Abbady, 2012).

Египетская часть реки Нил, простирающаяся за пределы старой Асуанской плотины до Эль-Минии, была исследована с точки зрения распределения естественной радиоактивности в донных отложениях. Результаты показали, что природные радионуклиды, такие как  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$ , были обнаружены со значительным пространственным изменением вдоль исследуемой области. Проведённые исследования показали, что распределение концентрации радиоактивности зависит от различных факторов (El-Gamal, 2017):



- Наличие гидротехнических сооружений, таких как плотины и заграждения на реке Нил, влияет на скорость течения и осадконакопления ручья. Они повлияли на распределение  $^{40}\text{K}$ ;
- Географические особенности Нила, такие как Кена и излучина Наг-Хаммади, также рассматриваются в качестве важных факторов, контролирующих распределение рассматриваемых радиоактивных изотопов. Они могут играть важную роль в удалении верхних легких слоев осадка путем эрозии и обнажении старых отложений, которые содержат черный песок;
- Наличие фосфата в качестве укрывающей деятельности или от дренажа удобрений, таких как Эль-Сибайя, которые показали относительно более высокие значения  $^{238}\text{U}$ ;
- Проведенные измерения подтвердили, что песчаные отложения характеризуются низкими массовыми долями активности обнаруженных радиоизотопов по сравнению с другими типами.

Кроме естественной радиоактивности существует техногенное изменение фона, поскольку человек уже на протяжении 70 лет воздействует на окружающую среду за счет многочисленных ядерных взрывов, которые проводились в 1950-х — начале 1960-х годов. В этот период в атмосферу поступило огромное количество искусственных радионуклидов. С течением времени они распределились по поверхности планеты, создавая глобальное выпадение. Не считая глобального загрязнения земного шара, происходило локальное загрязнение, которое связано с полигонами для проведения этих взрывов — территориями предприятий, где производилась переработка облученного ядерного топлива, из которого выделяли плутоний для боеприпасов. Такие

предприятия служили источниками загрязнения окружающей среды. Например, предприятие — «Маяк» в Челябинской области. В Западной Европе это, например, предприятие «Селлафилд» в Британии, которое традиционно сливает жидкие радиоактивные отходы в Ирландское море уже на протяжении многих десятилетий, поэтому оно стало одной из самых загрязненных акваторий Мирового океана. Другие загрязненные акватории — Балтийское, Черное море (Алиев, 2020).

Техногенная радиоактивность — это не основной источник дозы, которую получает человек. Естественные источники преобладают над искусственными. Это касается регионов и социальных групп, где существуют некие естественные механизмы концентрирования радионуклидов. Например, известна история про жителей Заполярья, которые потребляют в пищу много оленьего мяса. Олени питаются мхами и лишайниками, являющимися идеальным коллектором для всего, что поступает из атмосферы, поэтому в организме оленеводов обнаружили содержание искусственного техногенного цезия-137 на три порядка выше, чем у людей, проживающих в том же регионе, но не связанных с этим ремеслом (Алиев, 2020).

Крупнейшее радиационное загрязнение территории и облучение части населения, проживающего на Южном Урале в Челябинской, Свердловской и Курганской областях, связано с деятельностью ПО «Маяк», построенного в 1946 г. В данных областях радиационную обстановку определяют последствия минимум трех аварийных ситуаций, связанных со значительным накоплением радиоактивных отходов и несовершенством технологии их хранения во время деятельности ПО «Маяк».

С начала работы ПО “Маяк” до 1956 г. в открытую речную систему Теча - Исеть было сброшено 76 млн м<sup>3</sup> жидких радиоактивных отходов общей активностью по бета-излучателям свыше 2.75 млн. Ки. Внешнее облучение шло от водного зеркала и территории поймы, загрязненных <sup>137</sup>Cs, <sup>106</sup>Ru, <sup>90</sup>Sr, <sup>95</sup>Zr и другими радионуклидами, в то время как внутреннее – через поступление радионуклидов с водой и продуктами питания.

29 сентября 1957 г. произошла одна из наиболее тяжёлых в мировой практике аварий, известная как Кыштымская. В окружающую среду была выброшена смесь радионуклидов общей активностью 20 млн. Ки. Общую активность выброса формировали, в основном, <sup>144</sup>Ce (66%), <sup>95</sup>Zr (24.9%), <sup>90</sup>Sr+ <sup>90</sup>Y (5.4%) и <sup>106</sup>Ru, а также <sup>137</sup>Cs (0.036%), при этом соединения радионуклидов в аэрозолях находились в хорошо растворимой форме (нитраты).

Весной 1967 г. в результате пылевого переноса радионуклидов из открытого хранилища жидких радиоактивных отходов, расположенного у оз. Карачай радиоактивные вещества активностью около 600 Ки рассеялись на расстоянии 50–75 км, что усилило загрязнение территории от аварии 1957 г. В выпавшей смеси содержались в основном <sup>137</sup>Cs и <sup>90</sup>Sr. В результате пылевого переноса радиоактивный след охватил территорию 2700 км<sup>2</sup>.

В 1957 г. на заводах, подведомственных Управлению по атомной энергии Великобритании и расположенных на северо-западе Англии, произошла авария. Вследствие ошибки при эксплуатации в одном из двух реакторов для получения плутония температура топлива внутри него резко возросла, и в активной зоне реактора возник пожар, продолжавшийся в течение 4-х суток. В результате произошёл выброс радионуклидов через

трубу. Основное количество радиоактивных веществ было выброшено во время попытки охладить реактор с помощью струи воздуха и затем при тушении пожара с помощью воды. Активность попавших в окружающую среду радионуклидов составила:  $^{131}\text{I}$  –  $2 \times 10^4$  Ки,  $^{132}\text{Te}$  - 1200 Ки,  $^{137}\text{Cs}$  - 600 Ки,  $^{89}\text{Sr}$  - 80 Ки и  $^{90}\text{Sr}$  - 2 Ки. Аварийный выброс (10 –11 октября) рассеивался в основном в юго-восточном направлении. Радиоактивное облако прошло над южной частью Англии и над Европой (Бадави, 2010).

В 1979 г. в г. Три-Майл-Айленд (штат Пенсильвания) произошла авария на атомной электростанции, ставшая крупнейшей в истории ядерной энергетики США. По причине отказа водяного насоса во втором контуре системы охлаждения и отключения турбины реактора произошёл рост температуры и падение давления в первом контуре охлаждения, из-за чего радиоактивная вода проникла в систему. В атмосферу были выброшены радиоактивные газы, главным образом ксенон-133 (с активностью  $1 \times 10^7$  Ки) и йод-131 (активность 15 Ки), а в близлежащую реку Саскугана было сброшено  $185 \text{ м}^3$  слабоактивной воды.

В 26 апреля 1986 г. на Чернобыльской АЭС произошла крупнейшая в мировой истории авария. Разрушенный реактор был окончательно заглушен только 10 мая 1986 г. Таким образом, радиоактивный выброс на ЧАЭС продолжался две недели. Суммарная активность выброса составила 50 М Ки (без инертных газов). Состав выброса в целом соответствовал изотопной структуре топлива в реакторе с преобладанием короткоживущих радионуклидов, в первую очередь  $^{131}\text{I}$ . Из долгоживущих радионуклидов в составе выброса преобладал  $^{137}\text{Cs}$ . Значительно меньше было  $^{90}\text{Sr}$ , еще меньше - Pu-239, представляющего наибольшую опасность в долгосрочном плане и входящего в состав горячих частиц, отличающихся чрезвычайно высокой удельной активностью. Радиоактивные выпадения были зарегистрированы на удалении более 2

тыс. км от места аварии и затронули в той или иной степени территорию по крайней мере 20 государств (Бадави, 2010).

Величина дозы, вызванной аварией на АЭС "Фукусима-Дайити", была оценена в докладе НКДАР ООН за 2013 год, опубликованном в апреле 2014 года. В целом опубликованные оценки "общих" выбросов были последовательными, учитывая присущую им неопределенность и тот факт, что, строго говоря, многие из них не были непосредственно сопоставимы; некоторые оценки касались общего объема выбросов, в то время как другие относились к выбросам в течение ограниченного периода или включали только ту часть выбросов, которая частично или полностью рассеивалась по японской суше. Оценки "общего" выброса  $^{131}\text{I}$  находились в диапазоне от  $100 \times 10^{15}$  до  $500 \times 10^{15}$  Бк, а оценки  $^{137}\text{Cs}$  в целом - в диапазоне от 6 до 20 петабеккерелей (причем некоторые оценки, основанные на более ограниченной информации, варьировались в пределах до 40 петабеккерели). Эти диапазоны составляют около 2–8% от общего запаса  $^{131}\text{I}$  и около 1-3% от общего запаса  $^{137}\text{Cs}$  в трех действующих реакторах (блоки 1-3) на момент аварии. Что касается перспектив, то предполагаемые выбросы (основанные на средних значениях опубликованных оценок) этих радионуклидов составили около 10% и 20% для  $^{131}\text{I}$  и  $^{137}\text{Cs}$  соответственно от тех, которые были оценены для Чернобыльской аварии (Алексахин et al., 2001; Щеглов, 1999; Апплби et al., 1999; Ishikawa, 2017; UNSCEAR, 2014).

### **2.3.2 Экотоксикологическая характеристика территории**

Существует актуальная необходимость в развитии мониторинга морских и пресноводных экосистем, для решения которой требуются новые методы, поиск чувствительных показателей для оценки состояния

водной среды, изучение воздействия на нее факторов, а также реакции водных организмов на эти факторы с последующей апробацией (Березина, 2018).

Для оценки состояния водных экосистем все чаще применяется экотоксикологический подход, включающий три компонента (Руднева, 2016):

- Характеристики исследуемой экосистемы, основанные на определении статуса биоты или ресурсов, имеющих экологическое или коммерческое значение, оценке запасов продовольствия и среды обитания, выбранных объектов или ресурсов, расчете уровня загрязнения почвы, донных отложений, воды и биоты;
- Анализ действия загрязнителей на биоту с использованием прямых индикаторов их присутствия в среде (биомаркеров) и прямых индикаторов их действия на биоту (биоиндикаторов);
- Оценку потенциальных причин наблюдаемых эффектов с применением эпидемиологических и экологических критериев качества среды для целей диагностики.

Оценка допустимого антропогенного воздействия на водные объекты включает как анализ концентрации и формы токсичных элементов в водной среде, так и оценку содержания загрязняющих веществ в донных отложениях поверхностных водоемов. Формирующиеся в результате оседания в воде различных неорганических и органических частиц донные отложения оказывают значительное влияние на химический состав поверхностных водоемов. Характерной особенностью донных отложений в качестве индикатора состояния водного объекта является их роль как последнего этапа введения веществ в водоемы и

речные системы. Они интегрируют геохимические особенности бассейнов, выбросы от человеческой деятельности и собственные характеристики водных объектов. Эти сложные многокомпонентные системы могут действовать как источники высвобождения химических соединений из донных отложений в водную среду или как места их накопления, в зависимости от условий в конкретном водоеме. Особое внимание уделяется тяжелым металлам, которые характеризуются высокой способностью к накоплению и высокой токсичностью, и они рассматриваются как приоритетные загрязнители в донных отложениях.

Донные и морские отложения представляют собой эффективные индикаторы для определения и оценки концентрации металлов в водных объектах. Они играют важную роль в процессах самоочищения и загрязнения водных систем. Следует отметить, что в настоящее время в Египте отсутствует методология для установления критериев качества донных отложений по содержанию тяжелых металлов, которые могли бы быть включены в единую систему нормативов, направленную на сохранение водных и биологических ресурсов и разработанную в стратегии охраны. Вместо этого используется норматив других организаций, например, US EPA (US EPA, 2001; US EPA, 1996; US EPA, 2017). Учитывая различия в экологических ситуациях, можно сказать, что эти подходы вводят в заблуждение и не дают достоверной гипотезы о реальной экологической ситуации. Кроме того, наличие таких результатов может быть использовано в качестве фона для нормализации и регулирования.

Поскольку в Египте пока нет фоновой концентрации для элементов в почвах и отложениях, мы используем проведенные данные, приведенные в Таблица 2-2 для сравнения и нормализации. Предполагается, что результаты текущего исследования могут быть использованы в качестве

первых исходных данных для нормализации и легализации содержания элементов в почвах и отложениях.

К группе основных веществ, загрязняющих гидросферу, относят тяжелые металлы (ТМ). Их соединения обладают высокой токсичностью и способны накапливаться в различных компонентах экосистем. В группу тяжёлых металлов входят металлы, имеющие плотность свыше 5 г/см<sup>3</sup> или относительную атомную массу более 40, среди которых более 40 металлов периодической системы химических элементов Д. И. Менделеева. Алюминий не попадает в группу тяжелых металлов по относительной атомной массе, но обладает заметной фитотоксичностью (Руднева, 2016; Алексеев, 1987; Винокурова et al., 2016) .

Накопление тяжелых металлов в почвах, донных и морских отложениях было изучены многими учеными как в России, так и в Египте, и эта актуальная проблема уже нашла свое отражение в ряде публикаций

(El-Taher et al. , 2018; Uosif, El-Taher, 2008; Апллби et al. , 1999; Березина, 2018; Руднева, 2016; Алексеев, 1987; Винокурова et al. , 2016; Madkour et al., 2012; El-Taher, Madkour, 2011; El-Taher, 2010; El-Taher, 2010; Папина, 2001; Чекренев, 2009; Мирошникова, Аринжанов, 2016; Кужина, Янтурин, 2009; Тихомиров, Марков, 2009; Голинская, 2009; Котельянец, Коновалов, 2012)

Современная геохимия акцентирует внимание на значительном воздействии человеческой деятельности на перемещение и распределение химических элементов в биосфере. Это воздействие сравнимо с многовековыми геологическими процессами, происходящими на планете. Особенно заметно оно стало после приобретения человеком возможности использовать атомную энергию. В результате этого были созданы



радионуклиды, которые в естественных условиях давно исчезли бы из-за их относительно коротких периодов полураспада, а также были синтезированы новые тяжелые химические элементы, созданы сложные органические соединения, которые ранее не возникали спонтанно. Академик В. И. Вернадский в 1940 году, изучая этот феномен с геохимической точки зрения, ввел понятие "ноосфера", писал: «Это биосфера, химически резко меняющаяся человеком сознательно и, главным образом, бессознательно».

Таблица 2-2 Концентрации элементов и соответствующие им значения приведены в литературе в разных пародах. Все концентрации приведены в мг / кг

Element	(Rudnick, Gao, 2003) UCC	(Viers et al., 2009) Sediments	(Martin, Meybeck, 1979) Sediments	(Savenko, 1986) Sediments	(Grom et al., 1984) NASC	(Taylor, McLennan, 1985) UCC	(Condie, 1993) UCC	(Kabata-Pendias, 2011) WSA	(Vinogradov, 1959) Soil	(Turekian, Wedepohl, 1961) Rocks	(Wedepohl, 1995) UCC	(Rudnick, Gao, 2014) UCC	(Rudnick, Gao, 2014) Bulk CC	(Taylor, McLennan, 1985) PAAS	(Allègre, Michard, 1974) Soil
Li	16	8.5	25	35	ND	ND	ND	21	30	29	22	24	16	ND	20
Na	24258	7100	7100	8200	1370	28900	25400	ND	6300	31900	ND	24259	22997	9644	28300
Mg	14957	12600	11800	14400	1334	13300	11600	ND	6300	33000	13510	14954	28340	13266	20900
K	23244	16900	20000	21500	ND	28000	ND	ND	ND	ND	28650	23244	14943	30716	25900
Ca	25661	25900	21500	26000	25900	30000	31500	ND	13700	25700	29450	25657	45740	9291	36300
Sc	22	18	18	14	30	ND	13	12	7	14	7	14	22	16	22
V	138	129	170	120	130	60	86	129	100	89	53	97	138	150	135
Cr	135	130	100	85	125	35	112	60	200	48	35	92	135	110	100
Mn	774	1679	1050	1150	ND	600	770	488	850	670	527	774	774	ND	950
Fe	39176	58100	48000	50300	14100	35000	41700	ND	38000	34300	30890	39175	52078	50523	50000
Co	26.6	22.5	20	19	26	10	18	11.3	8	12	12	17.3	26.6	23	25
Ni	59	74.5	90	50	58	20	60	29	40	37	19	47	59	55	75
Cu	27	75.9	100	45	ND	25	ND	38.9	20	32	14	28	27	ND	55
Zn	72	208	250	130	2.7	71	67	70	50	63	52	67	72	ND	70
As	2.5	36.3	5	14	28.4	ND	1.6	6.83	5	1.7	2	4.8	2.5	ND	1.8
Br	0.88	21.5	5	9	70	ND	2.1	10	5	3	1.6	1.6	0.88	ND	2.5
Rb	49	78.5	100	77	125	112	87	68	100	120	110	84	49	160	90
Y	19	21.9	30	25	ND	22	25	23	50	38	21	21	19	28	33
Zr	132	160	ND	150	200	190	162	267	300	170	237	193	132	210	165
Nb	8	13.5	ND	13	ND	25	10.3	12	ND	21	26	12	8	19	20

Mo	0.8	2.98	3	1.8	ND	ND	ND	1.1	2	1.2	1.4	1.1	0.8	ND	1.5
Cs	2	6.25	6	5.2	8.5	3.7	3.7	5.06	7	3.1	5.8	4.9	2	ND	3
Ba	456	522	600	500	636	550	626	460	500	610	668	628	456	650	425
La	20	37.4	45	32	31.1	30	29	27	44.5	58	32.3	31	20	38	30
Ce	43	73.6	95	68	66.7	64	58	56.7	88.2	74	65.7	63	43	80	60
Pr	4.9	7.95	ND	7.7	7.9	7.1	ND	7	ND	11	6.3	7.1	4.9	8.9	8.2
Nd	20	32.2	35	29	27.4	26	26.9	26	37.3	41	ND	27	20	32	28
Sm	3.9	6.12	7	5.8	5.59	4.5	4.83	4.6	ND	7.4	4.7	4.7	3.9	5.6	6
Eu	1.1	1.29	1.5	1.4	1.18	0.88	1.05	1.4	1.2	1.6	0.95	1	1.1	1.1	1.2
Ga	16	18.1	25	20	ND	17	ND	15.2	30	18	14	17.5	16	ND	15
Gd	3.7	5.25	ND	5.6	5.2	3.8	4.45	3.9	ND	6.6	2.8	4	3.7	4.7	5.4
Tb	0.6	0.82	1	0.79	0.85	0.64	0.69	0.63	0.9	1.1	0.5	0.7	0.6	0.77	0.9
Dy	3.6	4.25	ND	4.5	6	3.5	3.5	3.6	5.3	6.8	2.9	3.9	3.6	4.4	3
Ho	0.77	0.88	ND	0.9	1.04	0.8	ND	0.72	ND	1.5	0.62	0.83	0.77	1	1.2
Er	2.1	2.23	ND	2.6	3.4	2.3	ND	2.2	ND	3.9	ND	2.3	2.1	2.9	2.8
Tm	0.28	0.38	ND	0.38	0.41	0.33	0.32	0.37	0.45	0.59	ND	0.3	0.28	0.5	0.5
Yb	1.9	2.11	3.5	2.5	3.06	2.2	2.02	2.6	3	3.7	1.5	1.96	1.9	2.8	3.4
Lu	0.3	0.35	0.5	0.4	0.456	0.32	0.34	0.37	ND	1	0.27	0.31	0.3	0.5	0.5
Hf	3.7	4.04	6	4.4	6.3	5.8	4.4	6.4	5	4	5.8	5.3	3.7	5	3
Tl	0.5	0.53	ND	0.56	ND	0.75	ND	ND	ND	ND	ND	0.9	0.5	ND	0.5
Pb	11	61.1	100	25	ND	20	18	27	10	15	17	17	11	20	13
Th	10.5	12.1	14	10	12.3	10.7	9.1	9.2	6	12	10.3	10.5	5.6	14.6	7.2
U	2.7	3.3	3	2.4	2.7	2.8	2.4	3	1	2.9	2.5	2.7	1.3	3.1	1.8

UCC = верхняя континентальная кора (Upper Continental Crust)

NASC = северо-американский глинистый состав (North American Shale Composite)

WAS = среднемировая почва (World Average Soil)

PAAS = После Архейского Австралийских Сланцев (Post Archean Australian Shale)

Siegel (1995) определил содержание тяжелых элементов в донных и морских отложениях в Лагуне Манзалы с точки зрения экогеохимии. Автор также упомянул о том, что поглощение избыточных количеств таких металлов, как Hg, Pb, As, Cd и других, в больших дозах или биоаккумуляция таких металлов в результате постоянного поглощения незначительных концентраций в течение длительного периода времени может привести к серьёзным проблемам со здоровьем или даже к смерти в результате попадания в человеческие организмы одним или несколькими способами. Эти металлы в пищевой цепочке чаще всего образуются в результате беспрепятственного или плохо контролируемого удаления или сброса промышленных отходов на суше, в речных и океанических водах, а также в атмосфере (Таблица 2-3)

Таблица 2-3: Потенциальный риск для здоровья от острой и хронической токсичности металлов (Siegel, 1995; Merian et al., 2004)

Доза:	Малые дозы в диапазоне микрограммов могут накапливаться без признаков явной токсичности; преобладающие пути - через прием загрязненной пищи или воды
генерализованные симптомы:	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Воздействие на центральную нервную систему</li> <li>• Повреждение почек</li> <li>• Желудочно-кишечная боль или дискомфорт</li> <li>• Сердечно-сосудистые эффекты</li> <li>• Повреждение дыхательных путей</li> <li>• Металлическая лихорадка</li> </ul>
Эффекты:	В течение длительного периода времени неблагоприятные эффекты развиваются в результате продолжительного, низкоуровневого воздействия, которое может повредить определённые органы, вызвать рак и / или аллергические реакции

Происхождение и использование некоторых потенциально токсичных металлических отходов можно охарактеризовать следующим образом:

- Ag природное - добыча полезных ископаемых, гальванопокрытие, отходы плёночной переработки, электроника, стерлинговые изделия, подшипники, ювелирные изделия, стоматология, дезинфицирующее средство воды в качестве побочного продукта горнодобывающей промышленности, пестициды, химические отходы.
- Be уголь - атомная энергетика и космическая промышленность.
- Cd - промышленный сброс, отходы горнодобывающей промышленности, металлическое покрытие, водопроводные трубы.
- Co - твёрдые жаропрочные сплавы (Стеллит), сплавы на постоянных магнитах, сушилки, пигменты, глазури, катализаторы, кормовая добавка для животных.
- Cr – металлизация, промышленные и бытовые отходы, нержавеющая сталь, износостойкие и режущие инструментальные сплавы.
- Cr - химические вещества, включая хроматы используемые в качестве антикоррозионной и градиренной водной добавки.
- Cu - металлопокрытие, электрические проводники, сплавы, химикаты, промышленные и бытовые отходы, добыча полезных ископаемых, выщелачивание полезных ископаемых.
- Hg - электронные приборы, электроды, промышленные отходы, добыча полезных ископаемых, химические соединения (пестициды, фунгициды, слизициды), уголь.
- Ni – сплавы, монеты, аккумуляторные батареи, катализаторы;
- Pb - аккумуляторные батареи, пигменты, боеприпасы, сантехника, уголь, бензин;
- Sn – покрытия, припой, подшипниковые сплавы, бронза, химикаты;
- Zn - промышленные отходы, металлические покрытия, сантехнические работы, сплавы (латунь), гальванизация, пигменты для красок, химические вещества (Siegel, 1995; Merian et al. , 2004).

Тяжелые металлы играют важную биологическую роль; многочисленными исследованиями установлено, что влияние металлов разнообразно и зависит от их концентрации в окружающей среде и степени необходимости микроорганизмов, растений, животных и человека в них.

Фитотоксичное влияние ТМ проявляется при существенном уровне техногенного загрязнения почв и в значительной степени зависит от свойств определенного металла. В природе ионы металлов редко встречаются изолированно друг от друга, поэтому разнообразные соединения и концентрации разных металлов в среде приводят к изменениям свойств отдельных элементов в результате их синергического или антагонистического воздействия на живые организмы (Peng et al., 2009; Löser et al., 2001; Крючкова, 2016).

Попадая в природные среды в результате антропогенной деятельности, многие из них могут накапливаться в живых организмах до таких уровней концентраций, при которых они начинают оказывать токсические воздействие на организмы. Среди наиболее опасных для биоты тяжелых металлов выделяют свинец, кадмий, медь, цинк, кобальт, хром и др. Загрязнение природной среды некоторыми тяжелыми металлами уже приобрело глобальный характер (Крючкова, 2016).

### **2.3.3 Источники загрязнения долины Нила и морских прибрежных акваторий Египта**

Как хорошо известно, Нил получает загрязнение из различных источников во всех странах вдоль реки, но особенно из промышленно развитых районов. Промышленные сточные воды вносят в реку наибольшее количество загрязняющих веществ. Однако загрязнение нефтью, муниципальными сточными водами и сельскохозяйственными отходами также способствует попаданию в воду тяжелых металлов, пестицидов, гербицидов и микробов. Цветение цианобактерий, вызванное избытком питательных веществ (эвтрофикация),

приводит к выработке цианотоксинов, которые влияют на здоровье рыб и могут отравить человека.

Есть несколько видов загрязнения долины и дельты реки Нил и соответственно его Дельты токсичными металлами и радионуклидами. Что касается промышленного загрязнения, автор также упомянул о том, что Египет сталкивается с быстро растущим ухудшением его поверхностных и подземных вод из-за увеличения сброса сильно загрязненных бытовых и промышленных стоков в его водные пути. Чрезмерное использование пестицидов и удобрений в сельском хозяйстве также вызывает проблемы загрязнения воды. Египетская промышленность использует 638 млн. м<sup>3</sup>/год. воды, из которых 549 млн. м<sup>3</sup> / год сливается в дренажную систему. Промышленная деятельность в регионах Большого Каира и Александрии использует 40% от общего объема. Река Нил обеспечивает 65% промышленных потребностей в воде и получает более 57% своих стоков. Более подробная информация о потреблении воды, сбросе сточных вод и точечных источниках загрязнения, а также и нагрузках из различных отраслей промышленности представлены в работе автора (Wahaab, Badawy, 2004). В Египте характер отрасли в основном зависит от региона. В связи с этим мы проводим небольшой обзор о регионах и видах загрязняющих промышленности (Wahaab, Badawy, 2004; Harris, Abdel Nasser, 1995).

*Верхний Египет.* Источниками промышленного загрязнения вдоль Нила в районе Верхнего Египта являются главным образом агропромышленная и мелкая частная промышленность. Производство сахарного тростника, а также заводы по производству гидрогенизированного масла и лука оказывают существенное влияние на качество воды Нила в зоне Верхний Египет-Север.

*Большой Каир* является крупнейшим мегаполисом в Египте и крупнейшей городской территорией в Африке и на Ближнем Востоке (Demographia, 2019). Большой Каир состоит из всех городов в мухафазе (провинции) Каир, а также городов Гиза, 6 октября, Шейх-Зайд в мухафазе Эль-Гиза и Шубра-эль-Хейма и Обур в мухафазе Кальюбия с общей численностью населения 2,5 млн человек (по

состоянию на 2012 год). Площадь Большого Каира - 1709 км<sup>2</sup>, плотность населения 10400 чел. / км<sup>2</sup>. Население региона занято во многих отраслях промышленной и коммерческой деятельности. Тяжёлая промышленность расположена на юге и на севере Каира. Многие мелкие предприятия и тяжёлая промышленность расположены по всему городу. Несмотря на то, что в небольших отраслях промышленности сбросы сточных вод не особенно велики, массовая доля определённых отраслей промышленности в конкретных областях, таких как, например, кожевенное производство, может вызвать локальные проблемы загрязнения. В обзоре источников загрязнения (Harris, Abdel Nasser, 1995) указаны 23 химические отрасли, 27 текстильных и прядильных, 7 сталелитейных и гальванических, 32 пищевые (включая пивоваренную), 29 машиностроительных, 9 горнодобывающих и рефракционных, а также автозаправочные и бензозаправочные станции. Также указаны пекарни (> 350), мраморные и черепичные заводы (> 120) и кожевенные заводы, расположенные на юге Каира.

*Розетта и Дамьетта* Розетта получает воду из ряда сельскохозяйственных стоков, которые сильно загрязнены промышленными и бытовыми сточными водами. Стоки получают значительный объем сточных вод в Каире. Отходы в стоках содержат большое количество взвешенных и растворенных твердых веществ, масла, жира, питательных веществ, пестицидов и органических веществ. Предполагается, что в них также присутствуют токсичные вещества. Филиал в Дамьетте тоже получает загрязненную воду из ряда сельскохозяйственных стоков. Компания по производству удобрений считается основным источником промышленного загрязнения в филиале в Дамьетте.

*Район Александрий:* Александрия является крупным промышленным центром с 175 отраслями промышленности, что составляет около 25 процентов от общего объёма промышленности Египта. Эти отрасли включают бумагу, металл, химию, текстиль, пластмассу, фармацевтическую продукцию, масло и мыло, а также переработку пищевых продуктов. Промышленные предприятия сбрасывают свои

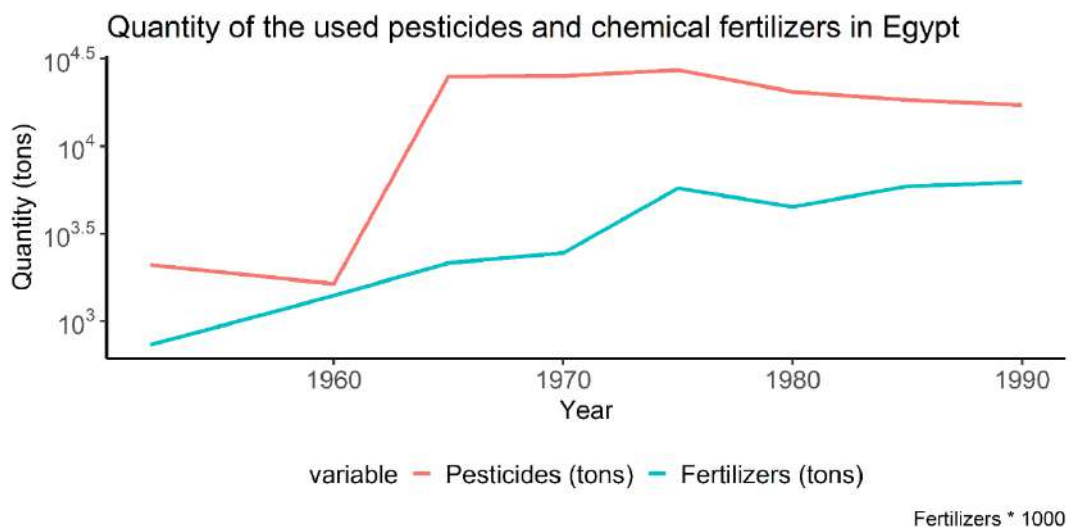


стоки в основном в озеро Марьют и частично в канализационную сеть. Согласно исследованию, проведённому Исследовательским институтом дренажа (Drainage Research Institute, 1995), различные виды промышленных отходов утилизируются в озере Марьют. По крайней мере, 17 заводов сливают стоки прямо в озеро через трубопроводы, 4 завода собирают свои сточные воды в окопах. Кроме того, 19 заводов находятся в непосредственной близости от очистных сооружений, а 22 завода сбрасывают в ближайшие стоки, а затем в озеро.

Во время своего транзита через Египет Нил получает многочисленные не точечные и точечные сбросы. Свинец и кадмий были обнаружены в сыром Ниле и в готовой питьевой воде четырёх очистных сооружений в большом Каире в период с 1993 по 1994 год (Mohamed, 1998). Однако, Goma (1995) обнаружил, что концентрации в Нильской воде в 14 и 24 раза превышают концентрации, полученные Mohamed (1998). Проблема удаления сточных вод чрезвычайно обострилась после расширения индустриализации в Египте. Сброс большого количества сточных вод без очистки влияет на использование речной воды как для питьевых, так и для ирригационных целей, и оказывает разрушительное воздействие на водную флору и фауну. Сточные воды гальванических производств в районе Хелван (Южный Каир) характеризуются высоким содержанием Cr, Zn, Cu, Fe и Mn (El-Rafei et al., 1987). Похожая работа была сделана Fayed, Abd-El-Shafy (1985), где авторы определили содержания Cu, Zn, Cd и Pb в воде, донных отложениях и водных растениях Нила и его ответвлений на участках, характеризующихся интенсивной индустриализацией и плотной заселенностью. Полученные результаты показали, что концентрации в донных отложениях в большинстве случаев были значительно выше, чем в растениях. Содержание металла на заводах ниже по течению от точек сброса сточных вод обычно было выше, чем на заводах выше по течению от этих точек. Также, Dekov et al. (1997) собирал пробы отложений, взвешенных веществ, воды и грунтовых вод на 12 участках в долине Нила, вокруг Сохага (Центральный Египет) и вблизи высокой плотины Асуана. Транспорт в растворенном виде является основным

процессом для Ca, K, Sr, Zn, Cu, Ni и V. Mn, Fe и Cr в основном переносятся взвешенными веществами. Чтобы подвести итоги предыдущей дискуссии можно сказать, что это вызывает тревогу, поскольку эти металлы относятся к числу наиболее опасных для человека и окружающей среды. Загрязнение ртутью в результате переработки золотой руды на южном побережье в настоящее время считается одним из наиболее часто встречающихся явлений химического загрязнения (Focardi et al., 2006; El-Sheekh, 2009).

Основное влияние сельского хозяйства на качество воды и, соответственно, на почву и донные отложения в Египте приводит к следующим последствиям: изменение солёности, ухудшение качества из-за удобрений и пестицидов и возможная эвтрофикация водоёмов из-за увеличения питательных веществ в результате удобрения. Несмотря на то, что это не является основной целью нашей работы, это имеет существенное влияние на качество почвы.



Рисунке 2-6: Количество пестицидов и химических удобрений, используемых в Египте (Wahaab, Badawy, 2004)

Как показано на Рисунке 2-6, наблюдается увеличение объёма использования удобрений по годам и, безусловно, это имеет большое значение с точки зрения ухудшения качества почвы. В противоположность этому наблюдается тенденция снижения использования пестицидов.

Попадающая с аграрных участков дренажная вода представляет собой источник загрязнения не в виде точечного выброса. Однако подобные источники накапливаются и скапливаются в аграрных стоках и превращаются в точечные источники загрязнения для рек, озёр и систем орошения. Кроме того, неточечные источники могут оказывать влияние на качество подземных вод. Главными загрязнителями аграрных стоков являются соли, питательные вещества, остатки пестицидов, патогенные микроорганизмы, а также токсичные органические и неорганические примеси. Только в Египте Нил от Асуана до Дельты получает сточные воды из 124 точечных источников, из которых 67 - сельскохозяйственные стоки, а остальные - промышленные источники (El-Sheekh, 2009).

Бытовые загрязнения влияют на качество воды и сильно зависят от способа выброса этого загрязнения. Приблизительно 65 % населения Египта подключены к системе питьевого водоснабжения и только 24 % - к канализационным услугам, хотя ожидается, что данный показатель будет увеличиваться в обозримом будущем. Население, не подключённое к канализационным системам, полагается на отдельные средства выведения сточных вод, такие как уборные и септики. Во многих случаях бытовые сточные воды собираются из центра городов и деревень, их сброс в близлежащий ирригационный канал довольно распространён (Wahaab, 1995). Таким образом, удаление бытовых отходов значительно способствует ухудшению не только качества воды, но и почвы. Также стоит упомянуть, что в Египте не существует контролируемой программы управления илом. В таких крупных городских агломерациях, как Большой Каир, это приводит к неадекватному удалению ила, что вызывает общую экологическую проблему и отрицательно влияет на качество воды, почвы, донных отложений и растений.

Нил используется для водоснабжения и транспортировки различных видов грузов, в том числе нефти и нефтепродуктов. Кроме того, вдоль его берегов расположено множество заводов и центров распределения нефти. Нефтяное

загрязнение также может быть вызвано баржами, танкерами и лодками на реке или каналах, промышленными отходами, металлургической промышленностью, инженерными работами, гаражами или любыми местами, использующими смазочные или топливные масла (El-Sheekh et al., 2000). Технологическая и охлаждающая вода откачивается из Нила и возвращается в него после использования. Нефтяное загрязнение может также происходить в результате сброса сточных вод и некоторых промышленных сточных вод. Нефтяные соединения влияют на вкус и запах питьевой воды и могут быть вредны для рыб и здоровья человека. Среди элементов, которые встречаются в нефтедобыче, есть V и Ti (Fayed, Abd-El-Shafy, 1985; Focardi et al. , 2006; El-Sheekh, 2009; El-Sheekh et al. , 2000; Anderson et al., 1974).

Увеличение численности населения в странах вдоль реки Нил, особенно в Египте, приводит к увеличению количества сточных вод, что требует от правительства увеличения числа очистных станций. Основными компонентами бытовых и муниципальных сточных вод, вызывающими озабоченность, являются патогены, паразиты, питательные вещества, соединения, требующие кислорода, а также взвешенные твёрдые вещества. Токсичные вещества, такие как тяжёлые металлы и органические микрозагрязнители, также возникают из-за смешения бытовой и промышленной и коммерческой деятельности. Основная масса очищенных и неочищенных бытовых сточных вод сбрасывается в сельскохозяйственные стоки (El-Sheekh, 2009).

Siegel (1995) предположил, что логичным решением для устранения попадания тяжёлых металлов или других загрязняющих веществ в лагуну Манзала через дренаж Бахр-эль-Бакар и, следовательно, пищевую сеть было бы строительство очистных сооружений для удаления загрязняющих веществ из потоков отходов. Это эффективный, но капиталоемкий способ решения проблемы. Египет и другие развивающиеся страны, сталкивающиеся с аналогичными проблемами загрязнения от необработанных или плохо

обработанных промышленных отходов, не располагают экономическими ресурсами для строительства, эксплуатации и технического обслуживания современных очистных сооружений для сохранения окружающей среды, подверженной риску, и/или поставок продовольствия.

Что касается Красного моря, есть много факторов, которые значительно влияют на его окружающую среду.



Рисунок 2-7: Различные виды воздействия, (а) верфь, (б) опреснитель; (с) и (d) эвтрофикация зеленых водорослей, (е) мусор на побережье и (f) зона швартовки (Madkour, Dar, 2007).

На коралловые рифы Красного моря влияют многие антропогенные и природные нарушения, включая загрязнения окружающей среды, как показано на Рисунок 2-7, разливы нефти, промышленные сточные воды, нагретые стоки опреснительных установок, взрывчатые вещества, строительные работы на берегу моря (Mergner, 1984). Помимо этого, следует упомянуть такие факторы, как навигационные и судоходные операции, добыча полезных ископаемых и

измельчение сырья, верфи, захоронение отходов, дноуглубительные работы, бытовые отходы, а также повышение солености из-за высоких скоростей испарения, интенсивного солнечного излучения и высокой экспозиции из-за сильных отливов. (Mergner, 1984).

Автор также упомянул, что в течение трех последних десятилетий в связи с прогрессивным развитием туристической индустрии значительно возросла городская застройка вдоль побережья Красного моря, а также усилилась интенсивная и неконтролируемая деятельность человека, вызывая ряд беспорядков и разрушающих стресс на его приливно-отливную экосистему.

Согласно Frihy et al. (1996) основные опасности для коралловых рифов возникли в сообществах рифов в Хургаде (мухафаза Эль-Бахр-эль-Ахмар) из-за сброса отложений для строительства пристаней для яхт, орошения садов очищенными сточными водами, загрязнения нефтяными отходами в результате работы моторных лодок и сброса опреснительных стоков с рассолом.

Madkour, Dar (2007) указал на то, что загрязнители отличаются по фазам и вычислил несколько из них, в частности, твердую и жидкую фазы. Твердые фазы состоят из строительных остатков, остатков краски, ржавчины железных труб, углеводородов, полиэтиленовых пакетов, остатков металла и дерева, а также искусственных конгломератов, которые выбрасываются в морскую зону. Жидкая фаза ограничена в непрерывном рассоле, стекающем в море из огромной опреснительной установки (производительность 5000 кубометров пресной воды в день) и в трюмную воду лодок, охлаждающих двигатели в зоне швартовки в морской зоне верфи.

Было проведено значительное количество исследований, направленных на изучение негативного влияния добычи и транспортировки фосфатов на почву и осадочные породы Верхнего Египта с точки зрения концентрации металлов и содержания радионуклидов (El-Gamal et al. , 2007; El-Taher, Madkour, 2011; El-Taher, 2010; El-Taher, 2010; Harb et al., 2016; Harb et al., 2008; Harb, Elzayat, 2010; El-Taher, Khater, 2016; El-Taher, 2010).

Так, гавань Эль-Хамравейн считается одной из старых гаваней на побережье Красного моря в Египте. Она расположена примерно в 20 км к северу от города Кусейр. Эта гавань находится в устье Вади Эль-Хамравейн. Через данный Вади терригенные отложения были транспортированы в морскую среду. Растительные прибрежные дюны и сабха занимают низменные районы в его устье. Супратидальная область представляет область сабхи, в то время как береговая линия занята мелким или грубым песчаным пляжем. Приливная плоскость очень узкая и плавно расширяется в сторону моря (Madkour, Dar, 2007).

Источники загрязнения Красного моря, возникающие в результате эксплуатации неживых ресурсов и присутствия человека, можно сгруппировать следующим образом: урбанизация и туризм, горнодобывающая деятельность, разведка и переработка нефти, другие промышленные ресурсы. Мелиорация земель и строительство прибрежных дорог также влияют на земную среду, береговые зоны и прибрежные воды (например, в г. Джидда вдоль побережья Красного моря Саудовской Аравии, или в г. Хургада вдоль побережья Красного моря Египта). Увеличение количества загрязняющих веществ, вероятно, связано с фосфатными отложениями, а также со сбросом осадка сточных вод в окружающую среду Красного моря.

В результате деятельности человека загрязнение распространяется вместе с земной средой и сбрасывается в прибрежные воды. Некоторые из этих загрязняющих веществ могут прямо или косвенно улавливаться осадочными породами. В случае последовательных концентраций этих загрязняющих веществ в донных отложениях последние будут выступать в качестве резервуара для загрязняющих веществ. В этом случае отложения могут взаимодействовать с прилегающей придонной водной массой, обогащая ее или собирая из нее загрязняющие вещества различных типов.

Красное море страдает от нефтяного загрязнения вдоль большей части своих побережий, а также в своих водах. Запасы нефти из всех источников в

Красном море были оценены и сопоставлены с запасами нефти в Мировом океане. В то время как каждый км<sup>2</sup> в Мировом океане получает 9,17 кг нефти в год, каждый км<sup>2</sup> в Красном море получает 14,61 кг нефти в год. Также было оценено поступление нефти с нефтеперерабатывающих заводов: установлено, что каждый км<sup>2</sup> Красного моря получает примерно в 13 раз больше количества, получаемого каждым км<sup>2</sup> в Мировом океане (Awad, 1989). Существует ряд причин для отнесения Красного моря к числу сильно загрязненных морских сред:

- непрерывное развитие Суэцкого канала для приема судов большего размера, приводящее к увеличению как количества, так и тоннажа проходящих по нему судов, особенно нефтеналивных;
- интенсивная добыча нефти во многих прибрежных и морских районах Красного моря и заметное ее объема по всему Суэцкому заливу. Фактически этот регион сейчас считается одним из крупнейших в мире по добыче нефти на шельфе;
- модификация маршрута транспортировки нефти после ирако-иранской войны 1980 года. В связи с военными действиями в этом нефтедобывающем районе Саудовская Аравия была вынуждена развивать свой нефтепровод Персидский залив - Красное море (Petroline), чтобы иметь возможность экспортировать большую часть объёмов добытой нефти. Вследствие этого Красное море стало основным маршрутом транспортировки нефти в Европу и США;
- полузакрытый характер Красного моря, который обуславливает накопление загрязняющих веществ и затрудняет их выход. В этой связи нефтяные разливы, как правило, выходят на берег, а не рассеиваются и деградируют в открытом море;
- сезонность режима циркуляции воды, которая приводит к распространению загрязнений с севера на юг, затрагивая всю площадь Красного моря (Awad, 1989).



Основные виды деятельности по добыче нефти в Красном море и его окрестностях показаны на Рисунок 2-8.

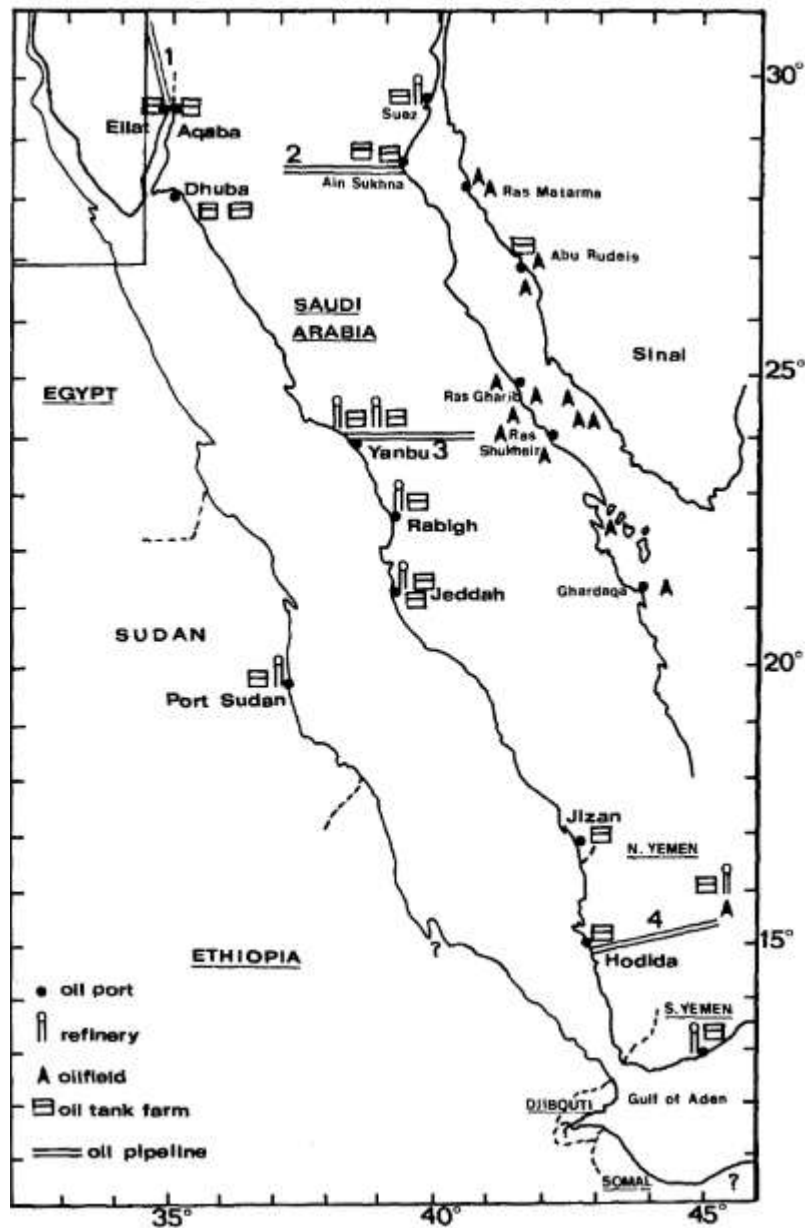


Рисунок 2-8 Основные виды деятельности по добыче нефти в Красном море: (1) Эйлат - Средиземное море (25 млн тон в год); (2) SUMED -Средиземное море (80 млн тон в год); (3) PETROLINE из Персидского залива (180 млн тон в год); (4) нефтяное месторождение Северного Йемена (10 млн тон в год) (Awad, 1989)

Awad (1989) пришел к выводу, что окружающая среда Красного моря страдает от нефтяного загрязнения, уровень которого превышает показатели большинства мировых океанов. Более того, прогнозируется, что при учете учесть поступления нефти из всех возможных источников, особенно из

нефтетранспортных и танкерных операций, которые являются основными источниками нефти в Красном море, а также объемов естественной утечки нефти, показатели загрязнения будут гораздо выше

На берегу Средиземного моря проживает около 100 миллионов человек, половина из которых живет в городах. Из городских очистных сооружений в Средиземное море ежедневно поступает огромное количество сточных вод, что приводит к его загрязнению. В Средиземном море нет сильных течений, поэтому отходы постоянно накапливаются вдоль берегов и на дне, что приводит к гибели водорослей. Уменьшение численности водорослей приводит к снижению кислорода в воде. Морская вода получает значительное количество нитратов и фосфатов, что способствует размножению сине-зеленых водорослей. Эти водоросли, при разложении, потребляют остатки кислорода. Из-за развития курортных зон и промышленности исчезают песчаные берега и осушаются прибрежные болота. Помимо этого, Средиземное море регулярно пересекают танкеры с нефтью из Ливии и Туниса и при каждой их загрузке и разгрузке значительное количество нефти попадает в воду.

Одним из наиболее эффективных источников загрязнения экосистем Средиземного моря являются микропластические загрязнения. Загрязнение морской среды пластиком является серьёзной экологической проблемой и становится предметом все большего числа исследований и с 2000 года (Kedzierski et al., 2019).

На морском побережье протяжённостью 46 тыс. км проживает более 160 млн человек. Общая площадь Средиземного моря составляет 2 млн 500 тыс. кв. км, наибольшая глубина — 5 тыс. 121 м. Ввиду того, что обновление его вод происходит 1 раз в 80-90 лет, море подвержено загрязнению.

Самое большое количество загрязняющих веществ попадает в Средиземное море с прибрежных зон, особенно в областях с высокой степенью развития промышленности, транспорта, сельского хозяйства, а также туризма и рекреации.

Именно здесь наблюдается более быстрое накопление отходов от хозяйственной деятельности, значительная часть которых попадает в море различными путями. Значительным источником загрязнения морской среды являются стоки более чем 70 больших и малых рек, которые уносят промышленные и бытовые отходы с обширных водосборных бассейнов.

Морская нефтедобыча вносит значительный вклад в загрязнение некоторых побережий. В ходе разведочного и промыслового бурения в морскую среду попадают вредные буровые растворы, которые представляют опасность для морской жизни. Эксплуатация скважин также сопровождается инцидентами на буровых установках, что может привести к разливам нефти на морской поверхности. Загрязнение морской среды значительно усиливается из-за транспортировки нефти и нефтепродуктов на танкерах. По имеющейся информации, в море каждый год сливаются от 500 тысяч до 1 миллиона тонн нефти и нефтепродуктов. В соответствии с данными Всемирной организации здравоохранения (ВОЗ), в начале 90-х годов в Средиземное море от различных источников на берегу ежегодно поступало следующее количество основных видов загрязняющих веществ (в тоннах): органических веществ — 12 млн, соединений фосфора 320 тыс., азота — 800 тыс., ртути — 100, свинца — 3800, хрома — 2400, цинка — 21, фенолов — 12, синтетических моющих средств — 60, хлорорганических пестицидов — 90 тыс.

Уровень загрязнения Средиземного моря варьируется, и в некоторых его районах он значительно выше, в то время как в других остаётся относительно низким. В открытых частях моря вода пока ещё считается чистой, но прибрежные районы, особенно те, которые находятся близ устьев рек, представляют наибольшую опасность с точки зрения загрязнения. Например, участок берега, находящийся недалеко от устья реки Тибр, стал характерным примером, где река выносит отходы трёхмиллионного населения Рима, приводя к превышению нормы болезнетворных бактерий в воде в среднем в 200 раз. С водами реки По в

Адриатику ежегодно поступают тысячи тонн различных загрязнителей (Леонидович, Нишанович, 2000).

Средиземное море ограничено побережьями Европы, Африки и Азии, от Гибралтарского пролива на западе до входа в Дарданеллы и Суэцкий канал на востоке. Со Средиземным морем граничит двадцать одна страна: Албания, Алжир, Босния и Герцеговина, Хорватия, Кипр, Египет, Греция, Израиль, Италия, Ливан, Ливия, Мальта, Монако, Черногория, Марокко, Словения, Испания, Сирия, Тунис и Турция (UNEP-MAP, 2012; International Hydrographic Organization, 1953). Средиземное море сталкивается с мощным давлением человеческой деятельности, включая угрозы разрушения береговой линии и эрозии в результате роста населения, использование низменных дельтовых районов для жилья, изменения береговой линии, приводящие к перераспределению отложений, а также строительство искусственных прибрежных зон в районах по всему Северному Средиземноморью (UNEP-MAP, 2012).

К другим угрозам для региона относятся следующие: эвтрофикация, при которой поступление растворенного азота и фосфора из сточных вод приводит к чрезмерному обогащению питательными веществами, что влечёт за собой вредное цветение водорослей; интродукция неиндигенных видов, попадающих в регион по водным путям, таким, как Суэцкий канал, и транспортируемых на корпусах судов и в балластных водах, а также через аквакультуру, морской мусор, морской шум; физический ущерб морскому дну, вызываемый рыболовством, морским строительством, дноуглубительными работами и буровыми установками (UNEP-MAP, 2012).

Существует множество источников загрязнения морской среды: наземные источники (точечные и не точечные), атмосферные осадки, речные сбросы и морская деятельность, включая судоходство, добыча полезных ископаемых, разведка и эксплуатация нефти и газа. Загрязнение включает органические вещества, поступающие в прибрежные и морские воды как из бытовых, так и из

промышленных источников, причем в 2012 году 37% прибрежных населенных пунктов имели не соответствующие требованиям или отсутствующие очистные сооружения для сточных вод. Тяжелые металлы, включая свинец, ртуть, кадмий, цинк и медь, были обнаружены в прибрежных отложениях по всему Северному Средиземноморью. Их происхождение связано с выбросами промышленных и бытовых отходов, а также с деятельностью в гаванях. По оценкам, в период с 2000 по 2009 год в водах Западного Средиземноморья было разлито 4,2 тысячи тонн нефти, в Адриатическом море - 0,1 тысячи тонн, в центральном Средиземноморье - 5,5 тысячи тонн, а в Восточном Средиземноморье - 19,2 тысячи тонн. В случае Восточного Средиземноморья 13 тыс. тонн были получены в результате инцидента на электростанции Джия в Ливане в июле 2006 года (UNEP-MAP, 2012; Carpenter, Kostianoy, 2018; UNEP MAP, 2017; ИТОРФ, 2015). Разведочные работы по обнаружению нефти и газа представляют угрозу для морской среды, местообитаний и видов морского дна, и нефтяное загрязнение может сохраняться в морской среде в течение многих лет, в зависимости от типа нефти, места разлива и района, в котором происходит загрязнение (Carpenter, Kostianoy, 2018).

Причиной для беспокойства является обнаружение в сточных водах фосфатов, нитратов (и аммиака), тяжёлых металлов, а также патогенных бактерий и вирусов. Также серьёзной проблемой является наличие вдоль пляжей Средиземного моря большого числа канализационных стоков. По данным 1972 года в большинстве населённых пунктов вдоль Средиземного моря сточные воды сбрасывались в море без очистки.

Несмотря на то, что данные 1972 года являются неполными, они указывают на то, что проблемной зоной является регион Ривьера, расположенный в Северо-Западном бассейне, который простирается от реки Эбро в Испании, через Францию до реки Амо в Италии. Выброс 336 тонн на километр береговой линии в год (включая 15 тонн фосфора) указывает на необходимость совершенствования

методов обработки и удаления отходов (Osterberg, Keckes, 1977). Таблица 2-4 показывает органическую нагрузку бытовых сточных вод, сбрасываемых в Средиземное море непосредственно или через реки (данные указаны в тоннах / год). Информация о ситуации в Египте на 1972 год отсутствует (Osterberg, Keckes, 1977).

В последнее время было проведено значительное число исследований для получения дополнительной информации о содержании тяжёлых металлов и других токсичных материалов, которые осаждаются в Средиземном море через лагуны и озера вдоль египетских прибрежных районов.

Таблица 2-4 Органическая нагрузка бытовых сточных вод, сбрасываемых в Средиземное море непосредственно или через реки (тонны / год (Osterberg, Keckes, 1977)

Страна/Регион	БПК <sub>5</sub> **	Содержание фосфора (P)	БПК <sub>5</sub> ** /км побережье	P/км побережье
Испания	130 000	5 900	60	2.7
Северо-западный бассейн	360 000	16 000	336	15
Италия	400 000	18 000	61	2.7
Югославия	17 800	800	27	1.2
Мальта	8 000	320	67	2.7
Греция	100 000	4 500	37	1.7
Индейка*	100 000	4 500	36	1.6
Кипр	9 600	430	15	0.7
Сирия	6 500	260	36	1.4
Ливан	31 250	1 250	149	6
Израиль	32 000	1 400	145	6.5

\* Черноморское побережье Турции не было включено в этот список

\*\* Биохимическая потребность в кислороде

Например, по данным Международного банка, нагрузка загрязнения, поступающая только из одного залива Эль-Макс вдоль Александрии составляет около 580 тон/год (The World Bank, 2017).

Кроме того, опасность как для биоразнообразия морских организмов, так и для человека представляют радиоактивные материалы в сточных водах, попадающих в море. В морской воде радионуклиды не являются посторонними веществами: в незагрязнённой морской воде присутствуют природные

радионуклиды, испускающие все три типа излучения -  $\alpha$ ,  $\beta$  и  $\gamma$ .. Основной вклад в дозу облучения обычно вносит естественный  $\alpha$  -излучатель - полоний-210.

Что касается искусственных радионуклидов, обнаруженных в море, то их нерадиоактивные гомологи также встречаются там, за исключением некоторых излучателей альфа – частицы, включая плутоний, который является искусственным элементом. Озабоченность вызывает наличие плутония, однако нынешние уровни содержания этого элемента в морской среде весьма низкие по сравнению с уровнями естественных радионуклидов. В Средиземном море, например плутоний обнаруживается на уровне примерно 0,002 распада в минуту/литр, в то время как естественные  $\alpha$  -излучающие элементы дают общий уровень более чем в тысячу раз выше. Из всех загрязняющих веществ в Средиземноморье радиоактивность, безусловно, контролируется и изучается наиболее тщательно, поэтому считается менее актуальной проблемой с точки зрения загрязнения. Два основных природных радионуклида, калий-40 и рубидий-87, вызывают соответственно 670 и 64 радиоактивных распада в минуту/литр морской воды. Более подробную информацию можно найти в некоторых местных исследованиях, которые были проведены и сообщены многими авторами о захоронении жидких отходов в лагунах и озерах египетского Средиземного моря (Hilmy, 1951; Mohamed et al., 2015; El-Sorogy, Attiah, 2015; Keshta et al., 2020; El-Said et al., 2014).

Итог обсуждения типа промышленности и потенциала высвобождаемых элементов в окружающую среду приведён в таблице (Таблица 2-5). На карте показаны некоторые из предприятий, расположенных на берегах Нила и в прибрежных регионах Средиземного и Красного морей Рисунок 2-9 и Рисунок 2-10.

Таблица 2-5 Промышленные загрязнители

Вид промышленности	Типичные элементы-загрязнители
Производство топлива (уголь, газ)	As, Be, Hg, Ni, Sb, Se, V
Переработка нефти	As, Hg, Ni, Sb, Se, V
Добыча и переработка золота	Hg
Цветная металлургия	Al, Cd, Cu, F, Pb, Sn, Zn
Плавильное производство	As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Se, Sb, Zn
Производство удобрений	As, Cd, Sr, Th, U, редкоземельные элементы
Кожевенное производство	Cr (Cr(VI))
Пестициды и гербициды	As, Br, Cd, Cl, Cu, Hg, Zn
Бумажная и деревообрабатывающая промышленность	Cl, Na, Hg, Zn
Гальваническое производство	Co, Cr, Ni, Zn, Cd
Цементное производство	Al, Ca, Cr, F, T1

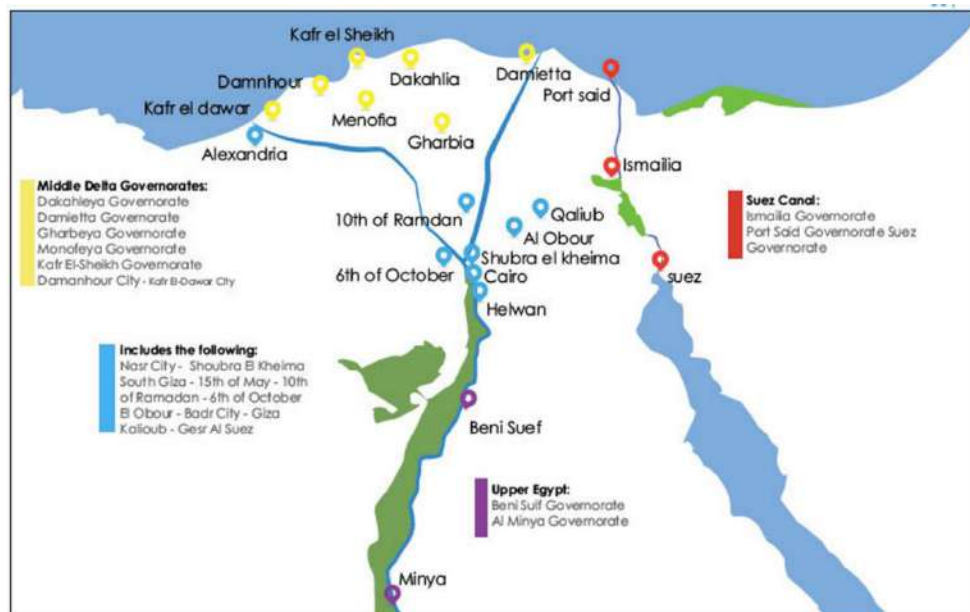


Рисунок 2-9: промышленные зоны дельты Египта (American Chamber of Commerce in Egypt Inc, 2021)



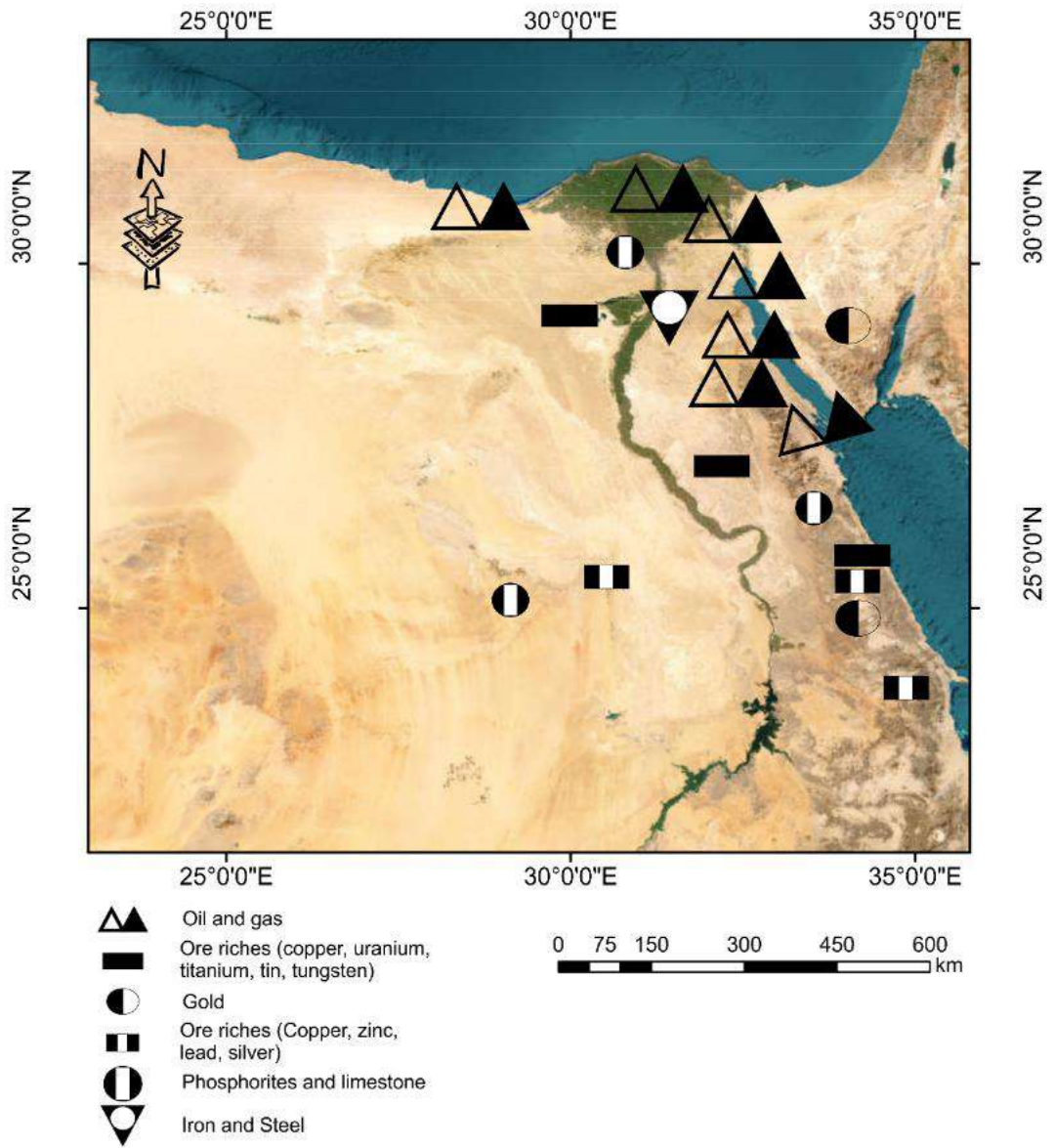


Рисунок 2-10: промышленная карта АРЕ

## ГЛАВА 3 МЕТОДОЛОГИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

### 3.1 МЕТОДОЛОГИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ

Активационный анализ - это не тот метод, который можно просто приобрести в качестве "кнопочного" оборудования, как в атомно-абсорбционной спектроскопии, Рентгенофлуоресцентной спектрометрии или спектрометрии индуктивно связанной плазмы, хотя необходимое оборудование и программное обеспечение для активационного анализа в основном доступны (Vode, 2008; Vode, 1998). Все процедуры анализа методом НАА можно подробно описать как показано на Рисунок 3-1.



Рисунок 3-1: схема анализа методом НАА

Каждый блок из этой схемы можно подробно описываться следующим образом:

### 3.1.1 Методы пробоотбора

#### Долина реки Нил и Дельта

Вдоль двух берегов египетского Нила и дельты в общей сложности было собрано 176 образцов почвы (133) и отложений (43), каждый из которых весил около 1 кг, (Рисунок 3-2). Образцы почвы 1-4 и 19 были собраны на Западном берегу реки Нил на расстоянии не более 10 км от воды. Остальные пробы были собраны на восточном берегу реки, который является более густонаселённым и потенциально более загрязнённым из-за сельскохозяйственной и промышленной деятельности и городских сточных вод.

Пробы почв и донных отложений были собраны в соответствии с рекомендациями, предложенными Международным агентством по атомной энергии МАГАТЭ (IAEA, 2004). Пробы почв отбирались по протоколу систематического сеточного отбора проб (50 × 50 кв. м) с доступных участков вдоль реки Нил и Дельты, а также на глубине 17–45 см после отчистки верхнего слоя от растений и ненужных материалов.

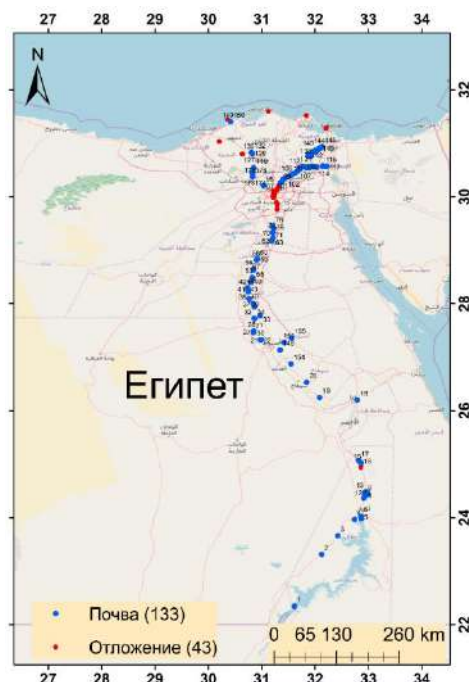


Рисунок 3-2: Карта точек пробоотбора поверхностных отложений и почвы вдоль двух берегов египетского Нила

Образцы почвы были собраны из сельских и городских районов. Структура почвы представляла собой глинистые, песчаные и илесто-глинистые смешанные источники. Пробы донных отложений были собраны с берегов Нила и поймы на глубине 1–3 м, где находится ближайшая точка к уровню воды. Отложения в основном представляли собой илестую глину и илестый глинистый суглинок.

Рисунок 3-3 показывает пробоотбор поверхностных отложений и почвы вдоль двух берегов египетского Нила (А, Б и В донные отложения) и (Г, Д и Е почвы). Пробоотбор проводился на трех этапах с точки зрения изучаемых регионов, как указано в таблице 3-1.



Рисунок 3-3: Рисунок показывает пробоотбор поверхностных отложений и почвы вдоль двух берегов египетского Нила (А, Б и В донные отложения) и (Г, Д и Е почвы)

Таблица 3-1: Регионы исследования и количество собранных образцов Реки Нил и дельты

Этап	Количество проб	Описание
1	40	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 20 - Дельты</li> <li>• 20 - территория от Асуана до Асьюта</li> </ul>
2	72	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Территория от Асьют до Каира</li> </ul>
3	64	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 22 - канал Исмаилии – Дельта</li> <li>• 22 дренаж Бахр-эль-Бакара</li> <li>• 20 канал Эль Манаши - Тауфикия</li> </ul>
Итоги	176 образцов	

Описание каждого этапа может быть сделано следующим образом:

#### Первый этап

- С территории Дельты и в основном из двух ветвей Нила (Розетта и Дамьетта) и сельскохозяйственных районов было собрано в общей сложности 20 образцов. Структура собранных образцов представляла собой смешанный источник глинистой, суглинистой и песчаной почвы.
- Вторая часть образцов первого этапа была собрана с территории от Асуана до Асьюта. В основном эти образцы характеризуются своей песчаной глинистой природой (Arafa et al. , 2015).

#### Второй этап

Объект исследования простирается с севера Асьюта и проходит через Эль Мину и провинции Бени Суэф, его расстояние составляет около 300 км. Принимая во внимание глубину пробоотбора, основная составляющая материала поступает из старого русла реки, поскольку, как уже упоминалось ранее, Асуанская плотина в значительной степени прервала приток свежего осадочного материала.

Отложения в этом регионе состоят из аллювиального материала в сочетании с продуваемым ветром песком из западных и восточных пустынь, а также мелкозернистого материала (ила), образовавшегося в результате выветривания базальта или других магматических пород и перенесённого голубым Нилом с Эфиопского высокогорья (Butzer, 1958).

32 образца донных отложений и 40 поверхностных образцов почвы, каждый весом около 1 кг, были взяты с западного (10 отложений и 20 почв) и Восточного (12 отложений и 10 почв) берегов реки Нил, а также с некоторых островов (10 отложений и 10 почв), расположенных вдоль долины Нила.

### Третий этап

- 22 образца были собраны с берегов канала Исмаилии – Дельта. Канал был построен в 1858–1863 годах для снабжения питьевой водой деревень в зонах Суэцкого канала и рабочих во время рытья судоходного маршрута Суэцкого канала. Канал простирается на восток примерно на 128 км в длину от реки Нил в Шубре, к северу от Каира, до города Исмаилия на Суэцком канале шириной около 30–70 м и глубиной 1–3 м. На заключительном этапе сток канала составляет около 5000000 м<sup>3</sup>/сут воды для питьевого и промышленного назначения. Образцы были собраны из разных мест вдоль канала на глубине 30 см. Координаты пробоотбора были зафиксированы системой глобального позиционирования GPS. Точки пробоотбора указаны на карте Рисунок 3-4.



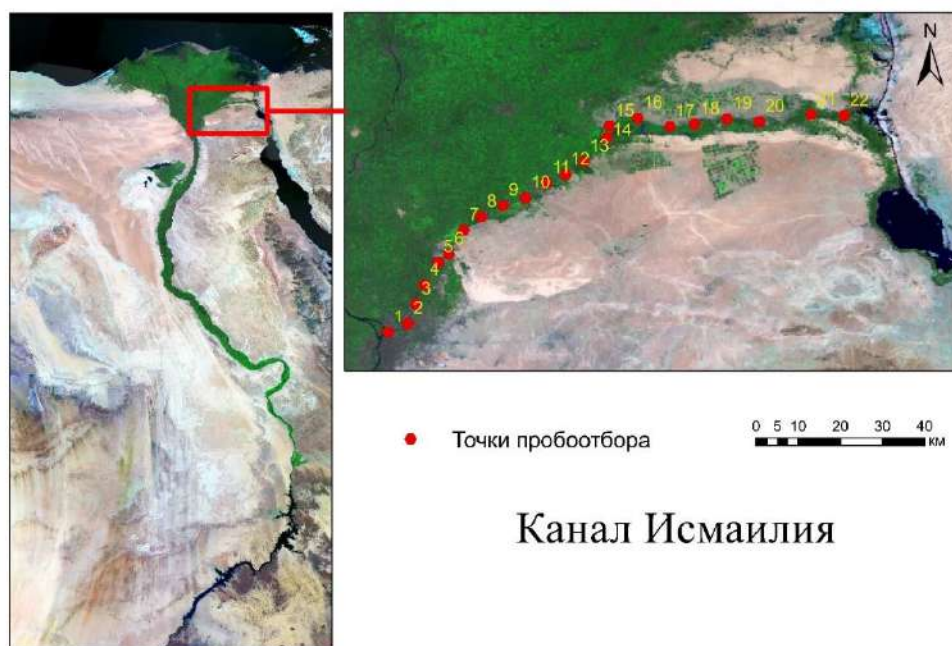


Рисунок 3-4 Точки пробоотбора вдоль канала Исмаилия

- 22 образца были собраны из дренажа Бахр-эль-Бакар. Все собранные образцы представляют собой смесь глины, илистого суглинка и суглинистых почв. Дренаж Бахр-эль-Бакар расположен на северо-востоке дельты Нила, Египет, между  $31^{\circ} 50'$  -  $32^{\circ} 10'$  долготы и  $30^{\circ} 45'$ - $31^{\circ} 00'$  широты (Рисунок 3-5). Исследуемый район имеет несколько экологических проблем, связанных с увеличением загрязнения почв. Этот район отнесен к засушливому региону, где средняя годовая температура составляет  $21.77^{\circ}\text{C}$  с большой разницей между летними и зимними месяцами. Он характеризуется высоким засолением и колонизацией в результате чрезмерного орошения, вмешательства человека в естественный дренаж. Поверхность Земли ровная, пологая к северу (Mohamed et al., 2016; Mohamed et al., 2011; Badawy et al., 2020).

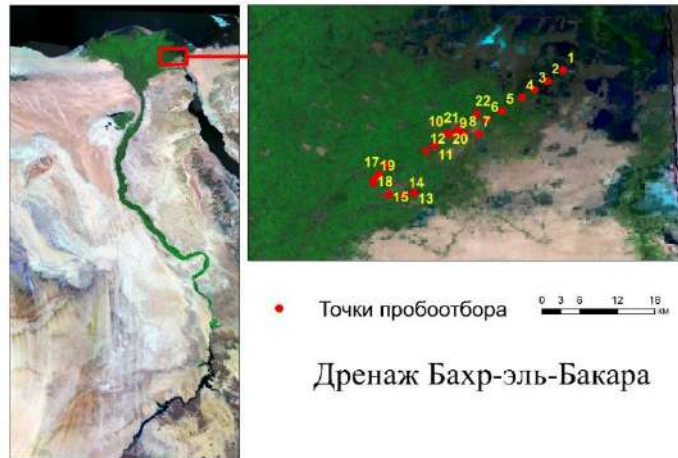


Рисунок 3-5 Точки пробоотбора вдоль дренажа Бахр-эль-Бакар

- 20 образцов были собраны с берегов канала Эль Манаши-Тауфикия. Канал Эль Манаши-Тауфикия представляет собой восточные границы города Эль Садат, как показано на карте мест пробоотбора (Рисунок 3-6), который находится к западу от Каира. Всего по каналу Эль-Манаши-Тауфикия было собрано 20 проб почвы ( $\approx 1$  кг каждая) с интервалом 500 м. Общая протяженность исследуемого участка составила около 10 км. Образцы были собраны на глубине 0-5, 5-10 и 25-30 см, высушены на воздухе, очищены от растительности, хорошо перемешаны, измельчены с помощью нежелезного измельчителя, чтобы избежать загрязнения образцов железом.

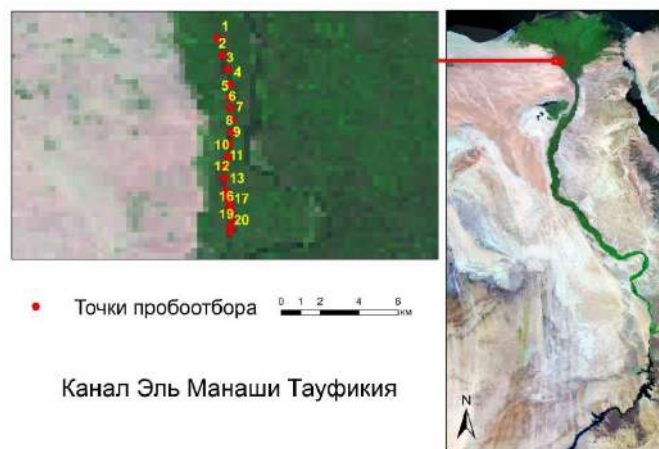


Рисунок 3-6 Точки пробоотбора вдоль канала Эль-Манаши -Тауфикия



Подробная информация о собранных образцах почвы и донных отложений опубликованы авторами в журнал *Data in Brief* как набор данных для объектов исследования (Badawy et al. , 2020).

### Красное море

Исследуемые прибрежные районы Красного моря простираются с юга на север (как показано на карте (Рисунок 2-3) и имеют следующие названия: Марса Хумира, Вади Лахми, Калаан, Хамата, Абу-Гусун, Вади Эль-Гемаль, Шарм Эль-Бахари, Абу-Дабаб, Кусейр, Куэй Сафага, Гемша. Подробное описание каждого региона приводится ниже.

Район **Марса Хумира** расположен на юго-востоке Египта и имеет координаты  $23^{\circ} 28' 28''$  N -  $23^{\circ} 28' 01''$  N широты и  $35^{\circ} 29' 41''$  E -  $35^{\circ} 29' 32''$  E долготы. Его прибрежная зона имеет пологий склон, образующий широкую сабху со скоплениями песков в виде небольших дюн, покрытых растениями. Кроме того, в северной части побережья отмечается высокая плотность мангровых зарослей. Большинство образцов отложений имеют цвет от темного до черного из-за высокого вклада терригенных материалов, обогащенных железом и тяжелыми элементами.

**Вади Лахми** - один из знаменитых вади Красного моря. Район расположен примерно в 110 км к югу от г. Марса Алам, между широтой  $24^{\circ} 13' 35''$  N-  $24^{\circ} 13' 30''$  N и долготой  $35^{\circ} 24' 57''$  E -  $35^{\circ} 24' 56''$  E. Вади Лахми характеризуется сухим климатом с жарким летом без осадков и мягкой зимой. В зимний период большая часть осадков выпадает в виде сильных ливней с небольшой продолжительностью, что приводит к внезапным паводкам в течение зимнего сезона с октября по февраль. Большинство образцов осадков имеют коричневый или темно-коричневый цвет. Высота мангровых деревьев в Вади-Лахми

превышает 15 метров. Мангровое болото и прилегающие территории имеют плоскую равнину с очень пологим уклоном к морю.

**Район Колан** находится в южной части района Хамата и расположен на широтах  $24^{\circ} 21' 31''\text{N}$  -  $24^{\circ} 21' 33''\text{N}$  и долготы  $35^{\circ} 18' 23''\text{E}$  -  $35^{\circ} 18' 18''\text{E}$ . Район представляет собой небольшой залив в устье Вади Колан. Его прибрежная зона имеет пологий склон, образующий широкую сабху со скоплениями песков в виде небольших дюн, покрытых некоторыми высшими растениями. Северная часть побережья характеризуется высокой плотностью мангровых зарослей.

**В районе Хамата** находятся крупнейшие на египетском побережье Красного моря мангровые заросли. Пробоотбор морских отложений осуществлялся между широтами от  $24^{\circ} 21' 31''\text{N}$  до  $24^{\circ} 22' 58''\text{N}$  и долготами от  $35^{\circ} 18' 00''\text{E}$  до  $35^{\circ} 15' 43''\text{E}$ . Мангровое болото в районе Хамата является здоровым, а высота мангровых деревьев в некоторых местах превышает 8 м. Мангровое болото и прилегающие районы являются равнинными с очень пологим уклоном к морю.

**Район Абу-Гусун** расположен в северной части района Хамата с координатами  $24^{\circ} 27' 50''\text{N}$  и  $35^{\circ} 11' 50''\text{E}$ . Риф Абу-Гусун характеризуется широкой литоральной зоной (500–1000 м). Очень пологий склон этой области создает широкий бассейн и более широкую приливную плоскость. В некоторых районах пляж является биогенным материалом, и вскоре за литоральной зоной следует широкая приливная равнина. Приливные равнины характеризуются богатым биоразнообразием морских водорослей, ракообразных, членистоногих, брюхоногих, фораминифер и яиц различных морских организмов. Характерным признаком является наличие небольших пятен кораллового рифа.

**Вади-эль-Гемаль** - один из знаменитых туристических центров Красного моря. Район расположен примерно в 50 км к югу от г. Марса Алам между широтой  $24^{\circ}$

39<sup>1</sup> N и долготой 35<sup>0</sup> 05<sup>1</sup> E. Вади Эль-Гемаль характеризуется засушливым климатом с преобладанием жаркого, без осадков лета и мягкой зимы. Большая часть осадков выпадает в виде сильных ливней с небольшой продолжительностью, что приводит к внезапным паводкам в течение зимнего сезона с октября по февраль. Огромное количество дождевой воды можно пополнить резервуар подземных вод, если сток контролируется. Исходные породы Вади Эль-Гемаля состоят из комплекса гранитов. Диориты и зеленая брекчия с отложениями вдоль этой вади имеют относительно крупные рубки, возникающие в результате сильного водного движения во время мощных ливней. Вади Эль-Гемаль характеризуется большим количеством пальм и мангровых деревьев. Его каменистый пляж резко обрывается в глубокой воде (Рисунок 3-7 А).

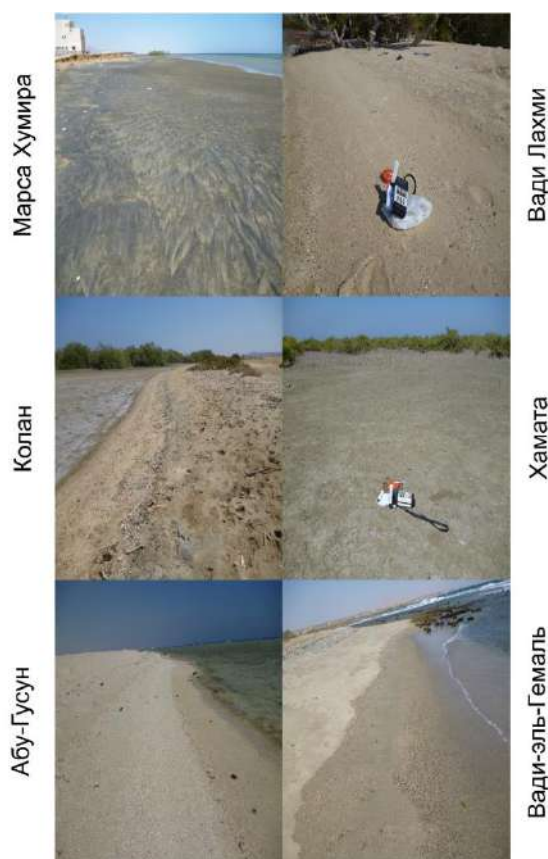


Рисунок 3-7 А: расположение пробоотбора 1-го шести участков вдоль египетских прибрежных районов Красного моря

*Абу-Дабаб* - залив, окруженный поднятым пляжем как с севера, так и с юга. Этот залив расположен в 30 км к северу от г. Марса Алам между широтой  $25^{\circ} 20' 14''$  и долготой  $34^{\circ} 44' 15''$  в Вади-Абу-Дабаб. Морская зона относительно неглубокая, а глубина увеличивается в море, где около береговая зона окружена коралловыми рифами с южной и северной сторон.

*Шарм-эль-Бахари* представляет собой охраняемое мангровое болото. Район расположен на севере г. Марса Алам и в 33 км к югу от Кусейра между широтой  $25^{\circ} 52' 2.91''$  N и долготой  $34^{\circ} 24' 47.71''$  E. Деревья, растущие в северной стороне, более защищены и имеют развитые кроны. На южном участке преобладают карликовые деревья, высота которых не превышает 2 м. В районе в большом количестве представлены мангровые заросли. Ожидается, что строительство прибрежных дорог и развитие туризма в этом районе окажут воздействие на просачивание грунтовых вод.

*Район Эль-Хамравейн* считается одной из старейших фосфатных гаваней на побережье Красного моря Египта. Он расположен в 20 км к северу от г. Кусейр. Область исследования находится между широтами  $26^{\circ} 15' 02''$  N и  $26^{\circ} 15' 17''$  N и долготой  $34^{\circ} 12''$  E и  $34^{\circ} 12''$  E. Данная гавань лежит в устье Вади Хамравейн, через которое терригенные отложения переносятся в морскую среду через нее. Растительные прибрежные дюны и сабхи занимают низменные районы в её устье. Супратидальная зона представляет собой зону сабхи, а береговая линия занята мелкими и средними пляжными песками. Узкая приливная плоскость слегка наклоняется к морю.

*Район Куэй* расположен в северной части Вади-Куэй примерно в 37 км к северу от г. Кусейр между широтами  $26^{\circ} 23' 46''$  N до  $26^{\circ} 24' 08''$  N и долготами  $34^{\circ} 07' 25''$  E до  $34^{\circ} 06' 48''$  E. Прибрежные отложения в данном районе состоят из смешанных наземных и биогенных материалов, но значительное число отложений

составляют континентальные отложения. Большинство образцов осадка имеют коричневый или темнокоричневый цвет. Мангровое болото в этом районе является здоровым, его плотность растёт с юга на север, мангровые деревья достигают более 4 м в высоту.

*Район Южной Сафаги* расположен в конце Вади-Сафагив 17 км к югу от г. Сафага между широтами  $26^{\circ} 36' 53''\text{N}$  до  $26^{\circ} 37' 07''\text{N}$  и долготами  $34^{\circ} 00' 46''\text{E}$  до  $34^{\circ} 00' 27''\text{E}$ . Мангровые болота в районе Хамата и в 37 км к северу от г. Кусейр более здоровы по сравнению с теми, которые находятся в км 17 от Южной Сафаги. В этой области египетское агентство по охране окружающей среды (ЕЕАА) успешно проводит операции по культивированию растений.

*Район Гемша* — это знаменитый район вдоль египетского побережья Красного моря. Он расположен к северу от г. Хургада примерно в 60 км. Пляжные отложения были собраны между широтами  $27^{\circ} 38' 32''\text{N}$ - $27^{\circ} 38' 33''\text{N}$  и долготами  $33^{\circ} 35' 14''\text{E}$ - $33^{\circ} 35' 46''\text{E}$ . Этот район является нефтяным районом. Пляжную зону характеризуется белый до светло-коричневого цвета осадок т (El-TaHER et al. , 2018; Madkour, 2005; Rasul et al. , 2015; El-TaHER et al. , 2019; Madkour et al. , 2012; El-TaHER, Madkour, 2011; Madkour, Dar, 2007; Badawy et al., 2018). Расположение пробоотбора 2-х шести участков вдоль египетских прибрежных районов Красного моря Рисунок 3-8

Общее количество собранных образцов составляет 32 вдоль египетских районов Красного моря.

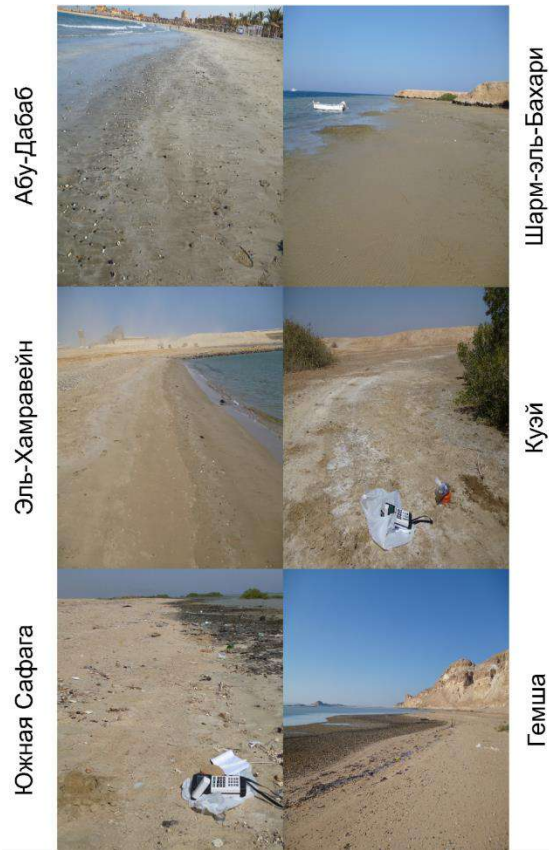


Рисунок 3-8 Б: расположение пробоотбора 2-х шести участков вдоль египетских прибрежных районов Красного моря

Подробная информация о собранных образцах морских отложений и населенных пунктах приведена в таблице 3-2.

Таблица 3-2: Районы исследования и соответствующее количество собранных образцов

№	ID	Регион	координаты		№. образцов
			Долгота	Широта	
1	1SS	Южная Сафаги	26.617	34.010	3
2	2SS		26.615	34.012	
3	3SS		26.611	34.017	
4	1NGh	Абу-Гусун	24.456	35.203	2
5	2NGh		24.454	35.204	
6	1WD	Вади-эль-Гемаль	24.672	35.090	3
7	3WD		24.669	35.092	
8	4WD		24.668	35.094	
9	1Q	Колан	24.376	35.266	2
10	2Q		24.374	35.268	
11	1SQ	Шарм-эль-Бахари	25.870	34.414	3
12	2SQ		25.866	34.414	
13	3SQ		25.867	34.416	
14	1Gh	Гемша	27.642	33.587	2
15	5Gh		27.643	33.596	
16	1ND	Абу-Дабаб	25.340	34.738	4
17	2ND		25.338	34.738	
18	3ND		25.338	34.738	
19	4ND		25.336	34.740	
20	1LH	Вади Лахми	24.226	35.416	3
21	2LH		24.224	35.419	
22	3LH		24.225	35.416	
23	1H	Хамата	24.310	35.361	2
24	2H		24.306	35.363	
25	1NQ	Куэй	26.399	34.115	2
26	3NQ		26.397	34.121	
27	4NQ	Эль-Хамравейн	26.253	34.201	3
28	5NQ		26.250	34.204	
29	6NQ		26.248	34.206	
30	1Mh	Марса Хумира	23.474	35.492	3
31	2Mh		23.471	35.493	
32	3Mh		23.467	35.495	

### *Средиземное море*

Образцы морских отложений отбирались с помощью грейферного пробоотборника Экмана из зоны прерывателя как показан на Рисунок 3-9. Образцы были собраны в египетских прибрежных районах Средиземного моря вдоль плотных населенных пунктов, расположенных на побережье. Исследуемые районы простираются от Порт Саида на востоке до западных границ Александрии на Западе. Общее количество собранных образцов составляет 99 образцов морских отложений.

Исследуемые участки делятся на три сектора следующим образом:

- Розетта - 12 образцов. Этот регион характеризуется двумя потенциальными загрязненными районами: прибрежными профилями устья реки Рашид и прибрежными профилями выхода Эль-Маадия, как показано на карте Рисунок 3-10. Розетта известна тем, что черный песок этого региона содержит значительное количество тория.
- Эль Буруллуc: всего было собрано 29 проб из прибрежных районов вдоль Средиземного моря Рисунок 3-10. Лагуна Эль Буруллуc, являющаяся второй по протяженности прибрежной лагуной дельты Нила, имеет длину около 53 км, ширину 13 км и глубину залегания воды от 0,5 до 2,5 м. Барьеры лагуны песчаные и составляют от 0,4 до 5,5 км в ширину. Они обычно находятся на высоте  $< 1,5$  м над средним уровнем моря (Frihy, Dewidar, 1993).



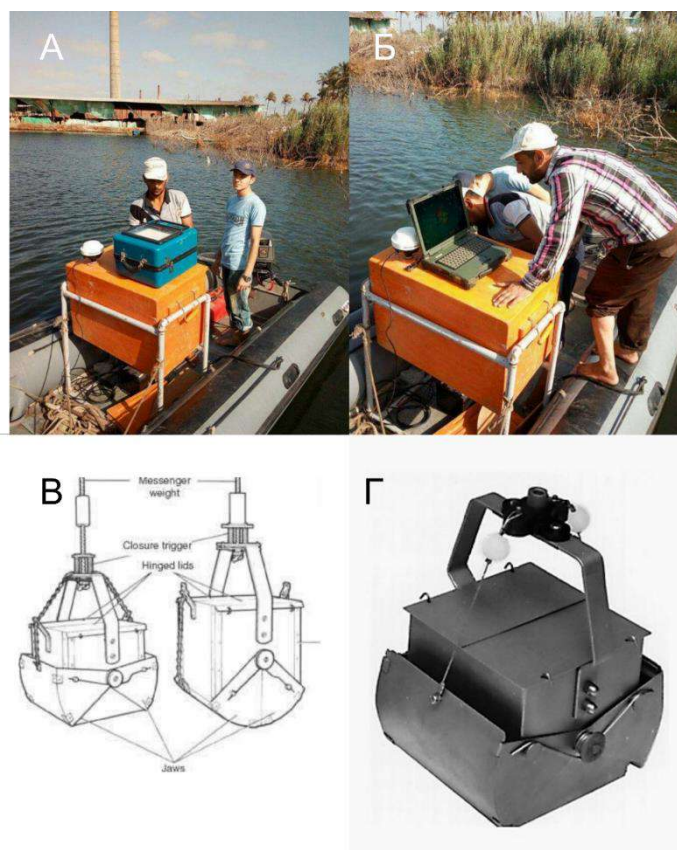


Рисунок 3-9: механизм пробоотбора донных отложений и используемое оборудование.

Западные барьеры характеризуются низким рельефом (<1 м над уровнем моря) береговых и переднебережных участков. Большая часть этого барьера сезонно затопляется морем, особенно зимой. Побережье Восточного барьера узкое и опирается на активные прибрежные дюны. Эти дюны вторгаются с суши на возделанную прибрежную равнину. Побережье и прибрежная полоса состоят в основном из мелкозернистого и крупнозернистого кварцевого песка с переменным количеством фрагментов раковин (1-10%), слюды, (<1 %), тяжелых минералов (1-90%) и пляжной гальки (1-3%). Зона прибрежных дюн вдоль восточного барьера усечена береговой линией и занимает прибрежную полосу от 2 км к востоку от входа в лагуну на протяжении около 19 км. В восточном направлении прибрежная дюнная зона имеет максимальную ширину 1,5 км и достигает высоты до 20 м. Ежегодные наблюдения за отдельной дюной, расположенной в 3,2 км от входа, показывают, что она вторгается на 2-3 м/год южнее на возделываемую прибрежную равнину. Эти дюны подстилаются

неактивными старыми илистыми дюнами (Omran, 1988; Ali, 2011; Frihy, Dewidar, 1993).

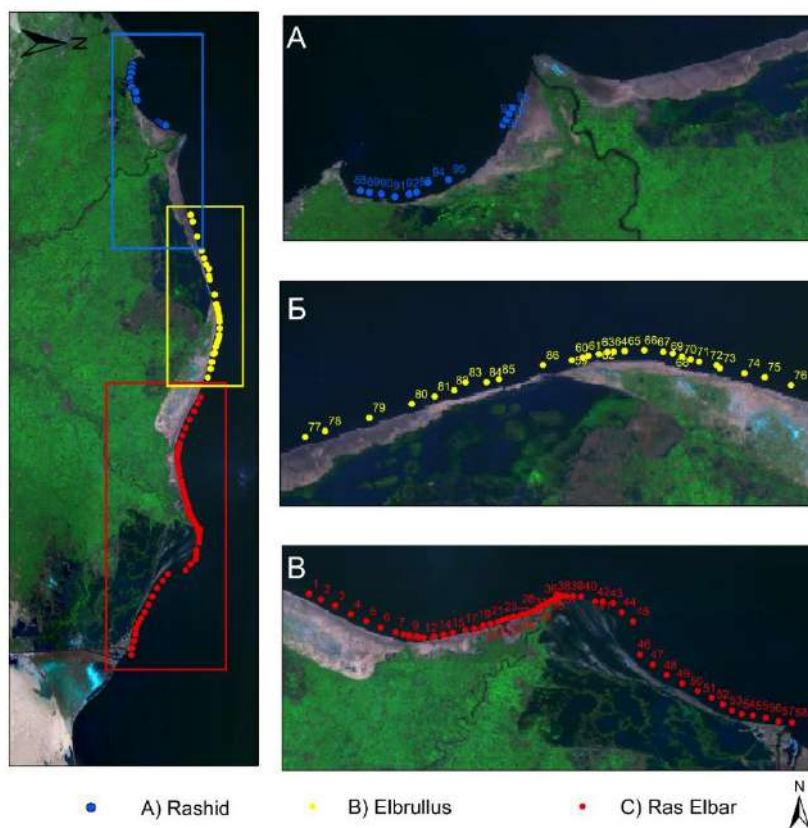


Рисунок 3-10: карта показывает три сектора пробоотбора вдоль египетского участка среднесемного моря

- Рас Эль Бар - 58 образцов Рисунок 3-10. К районам, которые могут представлять потенциальную опасность для окружающей среды, относятся прибрежные профили Дамьеттской косы, прибрежные профили порта Дамьетта, прибрежные профили стоков Эль-Гамиль и Аштун-Эль-Гамиль, а также прибрежные профили устья Дамьетты. Основным источником загрязнения в этом секторе является озеро Эль-Манзала из-за бытовых, сельскохозяйственных и промышленных неочищенных сточных вод из многих городов вдоль ветки Дамьетты (El-Hamid et al., 2016; Elmorsi et al.,

2019). Образцы донных отложений характеризуются аллювиальной почвой и суглинистым песком.

Пробоотбор производился с использованием неметаллических приборов, чтобы избежать загрязнения этими металлами, что в свою очередь, может привести к недостоверным результатам. Затем образцы были закодированы и доставлены в лабораторию для предварительной обработки. Образцы были тщательно очищены от растительного отходов, любых других посторонних материалов и высушены на воздухе при комнатной температуре до постоянной массы (Arafa et al. , 2015; Badawy et al. , 2019; Badawy et al. , 2018; Badawy et al. , 2017; Badawy et al. , 2020).

### **3.1.2 Подготовка проб к анализу**

После пробоотбора пробоподготовка прошла два этапа. Первый этап осуществлялся в Египте, а второй - в Объединенном институте ядерных исследований ОИЯИ- Лаборатория Нейтронной Физики им. И.М. Франка ЛНФ. Описание этапов:

#### **Первый этап**

Все собранные образцы прошли процесс отчистки от растительного мусора и других посторонних материалов. Затем они были высушены при комнатной температуре и при температуре 120 до шести часов до постоянной массы измельчены и гомогенизированы с помощью агатовой шаровой мельницы (Arafa et al. , 2015; Badawy et al. , 2017; Badawy et al. , 2018). 100 г каждого образца были упакованы и закодированы, а затем отправлены в ЛНФ, ОИЯИ, для исследования методом эпитеплогового нейтронного активационного анализа.

#### **Второй этап**

После поступления в ОИЯИ образцы были помещены в химическую лабораторию, где были взвешены каждый по 1 мг и спрессованы в механическом поршне для получения таблетки. Эти таблетки были завернуты в полиэтиленовую

фольгу для определения короткоживущих изотопов КЖИ и в алюминиевую фольгу для определения долгоживущих изотопов ДЖИ1 и ДЖИ2.. Облучение образцов проводилось на реакторе ИБР-2, Дубна – лаборатория нейтронной физики им. Франка – Объединённый институт ядерных исследований (ОИЯИ).

## **3.2 МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ**

### **3.2.1 Аналитические методы**

В данной работе был использован метод нейтронно-активационного анализа НАА, осуществляемый на базе импульсного реактора ИБР-2 в ЛНФ ОИЯИ. Часть образцов была проанализирована в Actlabs в Канаде (образцы Красного моря). В данном разделе мы представляем теоретическую часть используемого метода. Нейтронно-активационный анализ НАА является одним из самых передовых аналитических методов, а с 2007 г. признан как референтный аналитический метод. Нейтронно-активационный анализ является аналитическим методом для качественного и количественного определения содержания элементов. Он основан на преобразовании стабильных атомных ядер в радиоактивные путем облучения нейтронами и последующего детектирования гамма-излучения, испускаемого при распаде этих радиоактивных ядер. Активация нейтронами может привести к образованию радионуклидов из всех элементов (которые имеют радиоактивные дочерние продукты), присутствующих в образце, с некоторыми сильно различающимися скоростями производства. Полученный радиоактивный образец остается нетронутым, и радионуклиды определяются, используя преимущества различий в скоростях распада с помощью измерений на разных интервалах распада. (Bode et al., 2009).

#### **3.2.1.1 Инструментальный нейтронно-активационный анализ (ИНАА)**

После модернизации (2007–2010) реактор ИБР-2 обеспечивает активацию всего спектра деления: тепловых, эпитепимальных и быстрых нейтронов. Термальный инструментальный нейтронный активационный анализ (ИНАА)

использует преимущества высокой интенсивности нейтронов, полученных в результате термализации нейтронов деления, и больших сечений тепловых нейтронов для большинства изотопов (Frontasyeva et al., 2010). НАА имеет ряд преимуществ, поскольку он обладает высокой чувствительностью, селективностью, имеет не деструктивный характер, дает возможность одновременного определения многих элементов в одном образце, и также не требует сложных химических методов разделения. Нейтронно-активационный анализ представляет собой метод качественного и количественного определения элементов, основанный на измерении характеристик излучения радионуклидов, образующихся при облучении материалов нейтронами. Процедура ИНАА характеризуется (i) активацией путём облучения реакторными нейтронами, (ii) измерением гамма-излучения после одного или нескольких периодов распада и (iii) интерпретацией полученных гамма-спектров в виде элементов и концентраций. Также метод используется для проведения исследований в геологии, биологии, медицине, экологии и материаловедении (Frontasyeva et al. , 2010; Дмитриев, Павлов, 2013).

### Активизация

Активация с помощью нейтронов является первым этапом в процедуре инструментального ИНАА. Его цель состоит в преобразовании некоторых стабильных ядер в радиоактивные ядра, испускающие излучение, которое может быть использовано в аналитических целях. Понимание реакций, которые могут происходить во время активации, облегчает идентификацию связи между наблюдаемым радиоактивным ядром, его целевым ядром и связанным с ним элементом. Понимание скорости реакции имеет важное значение для количественного анализа и для априорных оценок осуществимости анализа. Каждое атомное ядро может захватить нейтрон во время облучения. В результате возникает ядерная реакция, при которой часто изменяется ядерная масса; сразу же после захвата (быстро) будет испущена избыточная энергия в виде фотонов и/или

частиц. Новообразованное ядро может быть нестабильным. Будучи нестабильным, уже во время активации оно начинает распадаться до стабильного состояния путем испускания излучения через один или несколько из следующих процессов:  $\alpha$ -распад,  $\beta^-$ -распад, захват электронов,  $\beta^+$ -распад или внутренний переходный распад. В большинстве случаев также будет испускаться  $\gamma$ -и  $x$ -излучение. Схема активационного анализа на примере нейтронно-активационного анализа на тепловых нейтронах. Последовательность событий, происходящих в реакциях радиационного захвата ( $n, \gamma$ ) представлена на Рисунок 3-11

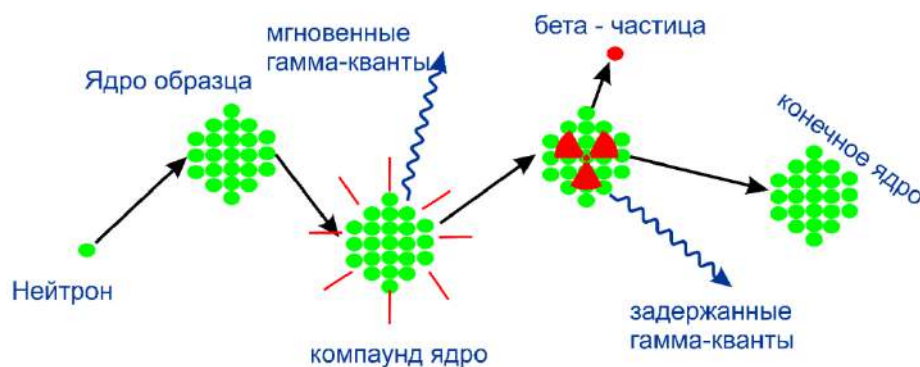


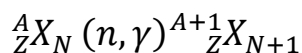
Рисунок 3-11 последовательность событий в реакции нейтронно-активационного анализа ( $n, \gamma$ )

В результате неупругого взаимодействия теплового нейтрона с ядром образца образуется компаунд-ядро в возбужденном состоянии, энергия возбуждения определяется энергией связи нейтрона в ядре. Компаунд-ядро быстро сбрасывает свою энергию возбуждения и переходит в основное состояние, излучая один или несколько мгновенных гамма-квантов. Во многих случаях это ядро бета-радиоактивно и тоже распадается с характеристической постоянной распада. Более того, часто бета-распад идет на возбужденные состояния конечного ядра, которые в свою очередь сбрасывают энергию возбуждения, испуская характеристические гамма-кванты (задержанные).

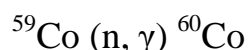
Нейтронно-активационный анализ возможен двумя методами: мгновенные гамма-кванты и задержанные гамма-кванты, когда измерения проводятся во время бета-распада.

Метод мгновенных гамма-квантов реализуется на выведенном из реактора пучке нейтронов. Этот метод обычно используется для измерения очень короткоживущих изотопов. При этом детектор может быть расположен очень близко к образцу. Этот метод применим для элементов с экстремально большим сечением реакции радиационного захвата (В, Cd, Sm и Gd. Второй метод применяется чаще. Он применим для подавляющего большинства элементов, у которых в результате радиационного захвата образуются радионуклиды.

Захват нейтрона атомным ядром и последующая реакция могут быть проиллюстрированы в случае ядра-образца кобальта следующим образом:



Можно писать эту реакцию таким образом;



Наиболее распространенной реакцией, происходящей в ИНАА, является реакция (n, p), (n,  $\alpha$ ), (n, n), and (n, 2n). Некоторые ядра, такие как  ${}^{235}\text{U}$ , делятся при захвате нейтронов, и реакция обозначается как (n, f).

Мощность реакции R на одно ядро, захватывающее нейтрон, определяется по формуле:

$$R = \int_0^{\infty} n(v)v\sigma(v) dv \quad (1)$$

Где:

$v$ : скорость нейтронов ( $\text{м с}^{-1}$ )

$\sigma$ : сечение нейтронов ( $\text{м}^2$ )

$n(v)dv$ : нейтронная плотность ( $\text{м}^{-3}$ ) нейтронов со скоростями между  $v$  и  $v+dv$ , считается постоянным во времени

Образование радиоактивных ядер описывается следующим образом:

$$\frac{dN}{dt} = RN_0 - \lambda N \quad (2)$$

Где:

$N_0$ : количество ядер мишеней

$N$ : количество радиоактивных ядер

$\lambda$ : постоянная распада  $\text{с}^{-1}$ ,  $\lambda = \ln 2 / t_{1/2}$

$T_{1/2}$  период полураспада радионуклида с

Скорость распада образующегося радионуклида в конце времени облучения следует из следующих данных:

$$D(t_{ir}) = N(t_{ir})\lambda = N_0R(1 - e^{-\lambda t_{ir}}) \quad (3)$$

Где:

$D(t_{ir})$  = мощность распада в  $\text{Вк}$ , предполагая что  $N=0$  когда  $t=0$  и  $N_0 = \text{констант}$ .

Сечение и поток нейтронов зависят от энергии нейтронов. В ядерных исследовательских реакторах, которые являются интенсивными источниками нейтронов, можно выделить три типа нейтронов (Рисунок 3-12):



- Быстрые нейтроны (100 кэВ- 25 мэВ) – образуются в результате делений U-235. Эти нейтроны замедляются взаимодействием с замедлителем (на примере H<sub>2</sub>O),
- Эпитептермальные нейтроны, то есть, нейтроны, находящиеся в процессе замедления при столкновении с ядрами замедлителя. Эпитептермальные нейтроны имеют энергии приблизительно от 0,5 эВ до 100 кэВ, и
- Тепловые нейтроны, то есть нейтроны, находящиеся в тепловом равновесии с атомами замедлителя. Распределение энергии этих тепловых нейтронов является Максвелловским, с наиболее вероятной скоростью  $v_0$  2200 мс<sup>-1</sup> при 20 °С, что соответствует энергии 0,025 эВ. Передел энергии от 0,025 до 0,5 эВ.

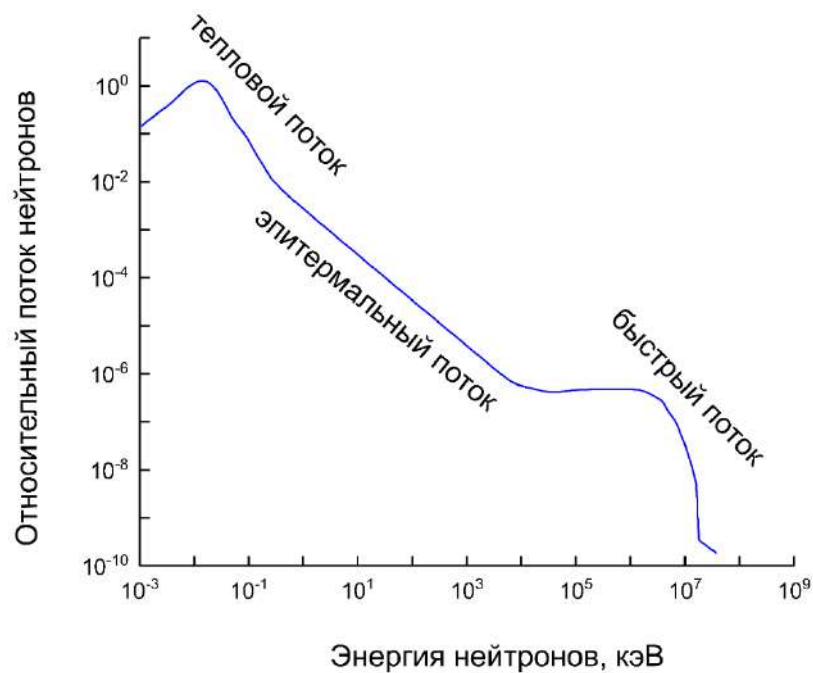


Рисунок 3-12: Схематическое представление спектра потока нейтронов в ядерном реакторе

Зависимость сечения активации и потока нейтронов от энергии нейтронов может быть учтена путём деления спектра нейтронов на тепловую и эпитептермальную области. Это деление производится при  $E_n = 0,55$  эВ (так называемая энергия отсечения кадмия). Затем интеграл в формуле (1) может быть переписан как в уравнении (4):

$$R = \int_0^{v_{cd}} n(v)v\sigma(v) dv + \int_{v_{cd}}^{\infty} n(v)v\sigma(v) dv \quad (4)$$

Первый термин может быть интегрирован прямолинейно:

$$\int_0^{v_{cd}} n(v)v dv = v_0\sigma_0 \int_0^{\infty} n(v)dv = nv_0\sigma_0 \quad (5)$$

В котором

$$n = \int_0^{\infty} n(v) dv \quad (6)$$

Это называется плотностью тепловых нейтронов, когда  $\varphi_{th} = nv_0$ ,

$\varphi_{th}$ : поток тепловых нейтронов,  $m^{-2}s^{-1}$ , для энергией выше 0,55 эВ (отсечения кадмия)

$\sigma_0$ : сечение активации тепловыми нейтронами,  $m^2$ , на 0,025 эВ

$v_0$ : наиболее вероятная скорость нейтрона при 20 °С:  $2200 m s^{-1}$

Вторая часть уравнения переформулирована относительно энергии нейтрона, а не его скорости, и бесконечный резонансный интеграл разбавления  $I_0$ , который эффективно также является сечением  $m^2$  и задается:

$$\int_{v_{cd}}^{\infty} n(v)v dv = \varphi_{epi} \int_{E_{cd}}^{E_{max}} \frac{\sigma(E_n) dE_n}{E_n} = \varphi_{epi} I_0 \quad (7)$$

$$I_0 = \int_{E_{cd}}^{E_{max}} \frac{\sigma(E_n) dE_n}{E_n} \quad (8)$$

Где,

В котором,

$\varphi_{epi}$  : это поток тепловых нейтронов в единице энергии интервала, на 1 эВ. Таким образом, видно, что энергетическая зависимость потока эпитептермальных нейтронов пропорциональна  $1/E_n$ . Поскольку поток тепловых нейтронов  $\varphi_{epi}$  не точно следует обратной пропорциональности энергии нейтронов, нужно учитывать небольшую погрешность, чтобы представить распределения потока тепловых нейтронов параметром  $\alpha$ .

$$I_0(\alpha) = \int_E^E \frac{\sigma(E_n) dE_n}{E_n^{(1+\alpha)}} \quad (9)$$

$$R = \varphi_{th}\sigma_0 + \varphi_{epi}I_0(\alpha) \quad (10)$$

Затем, мы можем переписать мощность реакции следующим образом:

Выражая отношение потока тепловых нейтронов и потока эпитептермальных нейтронов в виде  $f = \varphi_{th} / \varphi_{epi}$  и соотношение резонансного интеграла и поперечного

$$\sigma_{eff} = \sigma_0 \left( 1 + \frac{Q_0(\alpha)}{f} \right) \quad (11)$$

сечения термической активации  $Q_0(\alpha) = I_0(\alpha) / \sigma_0$ , как эффективное сечение

$$R = \varphi_{th} \sigma_{eff} \quad (12)$$

Тогда, можно переписать формулу (7) следующим образом:

В большинстве процедур НАА для активации используются тепловые нейтроны. Иногда активация нейтронами эпитептермального реактора предпочтительнее для усиления активации элементов с высоким отношением резонансного сечения нейтронов к тепловому сечению нейтронов относительно активации элементов с более низким таким отношением.

Нейтронная активация ряда элементов с низким  $Z$  (H, He, Be, Li, B, C, N, O - которые часто относятся к наиболее распространенным во многих материалах-) и нескольких элементов с высоким  $Z$  (Bi, Tl, Pb) характеризуется либо одним, либо комбинацией (i) очень низких поперечных сечений активации, (ii) продуктов активации с очень коротким периодом полураспада (порядка секунд) и (iii) излучением излучения, которое не мешает измерению излучения, испускаемого другими продуктами активации (Vode, 1996).

В принципе, материалы могут быть активированы в любом физическом состоянии - твердом, жидком или газообразном. Нет принципиальной необходимости превращать твердый материал в раствор перед активацией: НАА, по сути, считается неразрушающим методом, хотя при определенных условиях может произойти некоторое повреждение радиолитического и радиационного повреждения из-за теплового нагрева, например фрагментов деления и ядер, испускающих излучение. Во время активации материал нагревается главным образом за счет

поглощения как реакторного, так и быстрого гамма-излучения. Гамма-лучи, уже присутствующие в реакторе из-за деления урана, продукты деления и активации обозначаются как реакторные гамма-лучи, чтобы отличить их от быстрых гамма-лучей, высвобождаемых при захвате нейтронов (Bode, 1996).

### Измерение

Ядерные трансформации устанавливаются путем измерения числа ядерных распадов. Число активированных ядер  $N(t_{ir}, t_d)$ , присутствующих в начале

$$N(t_{ir}, t_d) = \frac{RN_0}{\lambda} (1 - e^{-\lambda t_{ir}}) e^{-\lambda t_d} \quad (13)$$

измерения, задается следующим образом:

а число ядер  $\Delta N$ , распадающихся при измерении, задается следующим образом:

$$\Delta N(t_{ir}, t_d, t_m) = \frac{RN_0}{\lambda} (1 - e^{-\lambda t_{ir}}) e^{-\lambda t_d} (1 - e^{-\lambda t_m}) \quad (14)$$

Где,

$t_d$  = время распада или ожидания, то есть время между окончанием облучения и началом измерения

$t_m$  = время измерения

Заменив число ядер-мишеней  $N_0$  на  $(N_{Av} \theta w)/M$  и используя уравнение (9) для мощности реакции, полученная чистая площадь, а пика в спектре, соответствующая заданной энергии фотона, аппроксимируется «формулой активации»

$$A = \Delta N \gamma \varepsilon = \varphi_{th} \sigma_{eff} \frac{N_{Av} \theta \omega}{M} (1 - e^{-\lambda t_{ir}}) e^{-\lambda_1 t_d} \frac{(1 - e^{-\lambda t_m})}{\lambda} \gamma \varepsilon \quad (15)$$

где,

$A$  = площадь пика,

$N_{Av}$  = номер Авогадро, моль<sup>-1</sup>,

$\theta$  = изотопное изобилие целевого изотопа  $N_0$ ,

$w$  = масса облучаемого элемента, г,

$M$  = атомная масса, г · моль<sup>-1</sup>,

$\gamma$  = изобилие гамма-излучения, то есть вероятность того, что распадающееся ядро испустит фотон этой энергии (фотоны · дезинтеграция<sup>-1</sup>),

$\varepsilon$  = эффективность детектора

этот подход достоверен в случае пренебрежения пиками суммирования и самоэкранирования.

### Стандартизация

Стандартизация — это определение коэффициентов пропорциональности  $F$ , которые связывают чистые площади пиков в гамма-спектре с количествами элементов, присутствующих в образце при заданных экспериментальных условиях. Коэффициент пропорциональности  $F$  даётся следующим образом:

$$F = \frac{A}{w} \quad (16)$$

где

$A$  = площадь пика

$W$  = количество элементов, присутствующих в образце

Для определения  $F$  существует два метода стандартизации: относительный и абсолютный. В нашей работе мы использовали относительный метод стандартизации.

Относительный метод стандартизации

При использовании относительного метода стандартизации неизвестный образец облучают вместе с калибровочным образцом или эталон, содержащим известное количество интересующего элемента. Эталоны измеряются в тех же условиях, что и образец (расстояние от образца до детектора, масса образца и, по возможности, состав). Из сравнения чистых площадей пиков в двух измеренных спектрах можно рассчитать концентрацию интересующего элемента  $p$ :

$$p = \frac{\left(\frac{A}{t_m DCW}\right)_{sample}}{\left(\frac{A}{t_m DCW}\right)_{standard}} \quad (17)$$

$p$  = массовая доля, g/g

$D$  =  $e^{-\lambda t_d}$

$C$  =  $(1 - e^{-\lambda t_m})$

$W$  = масса, g

Этот метод стандартизации используется в тех случаях, когда требуется высочайшая точность. Например, для сертификации стандартных образцов (Vode, 1998; Vode et al. , 2009; Vode, 1996).

### 3.2.1.2 Гамма-спектрометрия

Чтобы понять основные принципы гамма-спектрометрии, необходимо коротко объяснить взаимодействие гамма-излучения с веществом. Гамма-излучение — это коротковолновое электромагнитное излучение (длина волны  $\lambda$

$<10^{-10}$  м), возникающее при разрядке возбуждённых состояний ядер. Возбуждённое ядро образуется в результате радиоактивного распада или ядерной реакции, когда последующий переход в основное или менее возбуждённое состояние ядра сопровождается излучением гамма-кванта. Помимо этого, гамма-излучение может возникать при распаде элементарных частиц, аннигиляции пар частица-античастица, торможении заряженных частиц в веществе и др. Энергия гамма-квантов, образующихся в результате радиоактивных распадов и ядерных реакций, составляет от 10 кэВ до 10 МэВ. Энергетический спектр гамма-излучения является линейчатым, что обусловлено дискретностью энергетических состояний атомных ядер (Качан, 2014).

#### Взаимодействие гамма-излучения с веществом

Гамма-излучение является ионизирующими и его взаимодействие которого со средой приводит к образованию ионов разных знаков и свободных электронов. Ионизирующее излучение может состоять из заряженных частиц, например электронов, протонов, альфа-частиц, кинетическая энергия которых достаточна для ионизации атомов при столкновениях с ними. Такое излучение называют непосредственно ионизирующим излучением. Излучение, состоящее из незаряженных частиц, например нейтронов, а также из фотонов (коротковолновое электромагнитное излучение) называют косвенно ионизирующим излучением.

Ионизирующее излучение возникло в момент Большого взрыва, с которого примерно 14 млрд лет назад началось существование нашей Вселенной, и с тех пор оно присутствует в ней постоянно. Человек и все живые организмы на Земле все время подвергаются воздействию ионизирующего излучения естественного фона космического (приходит из космоса) и земного происхождения. Даже сам человек в небольшом количестве содержит радиоактивные нуклиды. Таким образом, нет во всей Вселенной места, где отсутствует ионизирующее излучение (Беспалов, 2006).



Высокая проникающая способность гамма-излучения обусловлена характером его взаимодействия с веществом. Для создания эффективной защиты, а также для понимания принципов регистрации гамма-излучения необходимо знать механизмы ослабления гамма-излучения веществом. В диапазоне энергий реакторных гамма-квантов основными процессами, сопровождающими прохождение гамма-излучения через вещество, являются фотоэффект, эффект Комптона и образование электрон-позитронных пар.

**Фотоэффект** — это процесс полного поглощения гамма-кванта связанным электроном атомной оболочки, в результате которого электрон высвобождается с запасом кинетической энергии, равным разности энергии фотона  $E_\gamma$  и энергии связи электрона  $E_{св}$ .

$$E_e = E_\gamma - E_{св} \quad (18)$$

На долю ядра приходится очень малая энергия отдачи, так как масса ядра намного больше массы электрона, поэтому в формуле (18) её можно не учитывать. Однако благодаря большой массе ядра ему передаётся большая часть импульса фотона. В отсутствие ядра, т. е. на свободных электронах, фотоэффект невозможен ввиду нарушения закона сохранения импульса. Вероятность фотоэффекта зависит от энергии гамма-кванта и зарядового числа  $Z$  атома. Чем сильнее связь электрона с ядром, тем выше вероятность фотоэффекта. Поэтому если энергия фотона превышает энергию связи электрона на ближайшей к ядру К-оболочке, то с вероятностью свыше 80 % фотопоглощение происходит именно сильно связанными электронами К-оболочки. Вакансия, которая образуется после вырывания электрона из оболочки, заполняется электроном с вышерасположенного уровня как показан на Рисунок 3-13 (Качан, 2014).

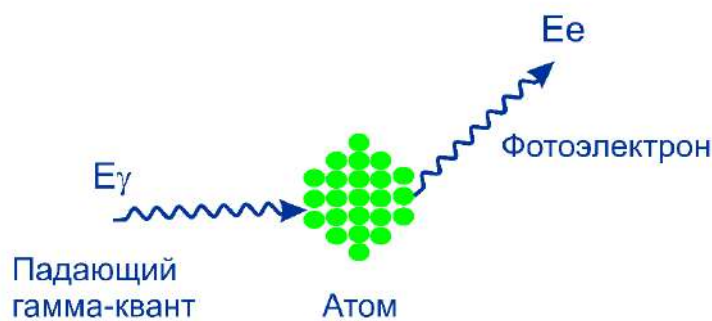


Рисунок 3-13: Схематическое изображение фотоэффекта

При этом избыточная энергия «перепрыгнувшего» электрона либо излучится в виде рентгеновского кванта, либо будет передана электрону верхней оболочки с меньшей энергией связи, что заставит его покинуть атом (т. н. электроны Оже). Таким образом, фотоэффект сопровождается либо характеристическим рентгеновским излучением, либо испусканием Оже-электронов.

Так как вероятность обмена импульсом при фотоэффекте зависит от энергии связи электрона с ядром, то факторы, которые увеличивают энергию связи в конечном счёте, увеличивают вероятность фотоэффекта. Поэтому, чем больше зарядовое число  $Z$  вещества, тем выше вероятность фотоэффекта (возрастает сила кулоновского притяжения электронов к ядру). В то же время вероятность фотоэффекта быстро падает при увеличении энергии гамма-кванта свыше энергии связи электронов на  $K$ -й оболочке (энергия связи становится пренебрежимо мала по сравнению с  $E_\gamma$ ).

Приблизённо зависимость эффективного сечения фотоэффекта  $\sigma_\phi$  от  $E_\gamma$  и  $Z$  описывается следующими зависимостями (19):

$$\begin{cases} \sigma_{\Phi} \propto \frac{Z^5}{E_{\gamma}^{3.5}}, \text{ при } E_{\gamma} > E_k \\ \sigma_{\Phi} \propto \frac{Z^5}{E_{\gamma}}, \text{ при } E_{\gamma} \gg E_k \end{cases} \quad (19)$$

где  $E_k$  – энергия связи на  $K$ -й оболочке. Таким образом, фотоэффект наиболее значим для тяжёлых материалов, таких как свинец, уран, вольфрам при низких энергиях гамма-квантов.

Эффект Комптона:

Это процесс рассеяния гамма-квантов на свободных электронах вещества и на электронах внешней оболочки атома, в результате которого часть энергии фотона  $E_{\gamma}$  передаётся электрону (и он покидает атом), а гамма-квант с уменьшенной энергией  $E'_{\gamma}$  меняет направление своего движения. Поскольку энергия связи электрона на внешних оболочках пренебрежимо меньше энергии гамма-кванта, то эффект Комптона принято рассматривать как упругое столкновение гамма-кванта со свободным электроном (Рисунок 3-14)

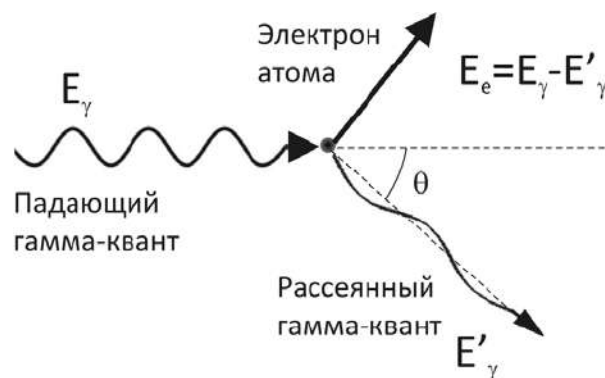


Рисунок 3-14: Схематическое изображение эффекта Комптона (Качан, 2014)

Направления вылета комптоновского электрона отдачи и рассеянного гамма-кванта зависят только от количества энергии, переданной электрону. Уменьшение энергии гамма кванта зависит, таким образом, от угла его рассеяния  $\theta$  (угол между направлением движения падающего и рассеянного гамма-кванта) как в следующем уравнении (20)

$$E'_\gamma = \frac{E'}{1 + \frac{E'}{m_e c^2} \cdot (1 - \cos\theta)} \quad (20)$$

Где  $m_e c^2$  - энергия покоя электрона, равная 511 кэВ.

Энергия рассеянного кванта минимальна при лобовом столкновении ( $\theta = 180^\circ$ ) и максимальна (практически равна энергии падающего гамма-кванта) при рассеянии на малые углы ( $\theta \approx 0^\circ$ )

$$E'_{\gamma min} = \frac{E_\gamma}{1 + \frac{2E_\gamma}{m_e c^2}} \quad (21)$$

Кинетическая энергия комптоновских электронов  $E_e = E_\gamma - E'_\gamma$ , выбитых

$$0 < E_e < \frac{E_\gamma}{1 + \frac{m_e c^2}{2E_\gamma}} \quad (22)$$

моноэнергетическими квантами, изменяется в широких пределах (Качан, 2014):

Эффект образования электрон-позитронных пар

**Образование электрон-позитронных пар** – это процесс взаимодействия высокоэнергетического гамма-кванта с электромагнитным полем ядер, приводящий к исчезновению кванта и образованию пары из электрона и позитрона:  $\gamma \rightarrow e^- + e^+$ . Процесс образования пар происходит лишь в кулоновском поле частицы, получающей часть энергии и импульса. Из-за нарушения закона сохранения импульса рождение пары невозможно в отсутствие третьего тела, т. е. в вакууме. Таким образом, ядро получает значительную часть импульса, а энергия отдачи ядра при этом пренебрежимо мала ввиду большой разницы в массе ядра и электрона (Рисунок 3-15).

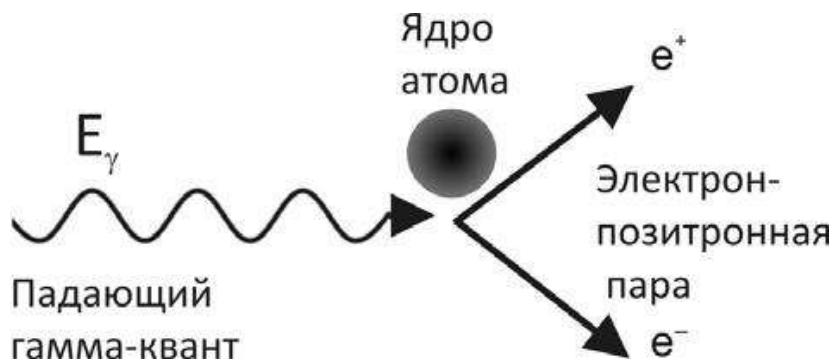


Рисунок 3-15: Схематическое изображение эффекта образования электрон-позитронной пары (Качан, 2014)

Взаимодействие имеет энергетический порог, равный удвоенной массе покоя электрона (1022 кэВ), поскольку это минимальная энергия, необходимая для образования электрона и позитрона. Если энергия гамма-кванта превышает порог, то избыток превращается в кинетическую энергию электрона и позитрона:  $E_{e^-} = E_{e^+} = (E_\gamma - 1022)/2$ (кэВ).

Электрон и позитрон испускаются преимущественно в том же направлении, в котором двигался фотон, и быстро замедляются в поглотителе. Последующая аннигиляция потерявшего кинетическую энергию позитрона с каким-либо электроном вещества приводит к появлению двух квантов с энергией по 511 кэВ каждый. Образовавшиеся низкоэнергетические кванты в свою очередь могут взаимодействовать с веществом посредством фотоэффекта или Комптон-эффекта (Качан, 2014).

### 3.2.2 Эквидозиметрия

Этот термин был предоставлен для определения эквивалентной дозы и методов ее измерения. Отношение между физической величиной и ожидаемым радиационным эффектом определяются многими факторами. В частности, определение пространственного распределения поглощённой энергии, вида и энергии ионизирующего излучения и других факторов, которые позволили бы определить эквивалент дозы с поправкой на действие излучения на ткани живого организма (Кудряшов, 2004). Совокупность этих принципов и методов

определения таких дозиметрических величин объединяется термином «эквидозиметрия», который впервые был введён (Кеирим-Маркус, 1980).

Вопрос об эквидозиметрии вызывает некоторое недоумение. Что бы это могло быть? Естественно, говорить о радиоактивных дозах, которые были получены в основном в рамках радиационной защиты человека, распространённой на окружающую среду. Кроме того, мы могли бы попытаться применить те же понятия к другим загрязнителям, что и химические вещества. Но разве это все? Человечеству угрожают и многие другие опасности. В настоящей работе мы обсуждаем понятие об эквидозиметрии для расчёта риска как совокупность некоторых факторов. Например, риски, связанные с радионуклидами и с химическими веществами.

### **3.2.3 Радиоэкологические риски**

Излучение, исходящее от радионуклидов, обладает определённым количеством энергии. При взаимодействии с веществом эта энергия может высвободиться. Оценка риска для радионуклидов впоследствии основывается на оценке энергии, выделяемой радиацией в живом веществе человека. Это понятие поглощённой дозы, единицей измерения которой является Грей (гр), где 1 гр определяется высвобождением 1 Дж в одном кг вещества. Концепция высвобождаемой энергии в живой ткани была дополнительно уточнена с выводом эквивалентной дозы в зависимости от ткани и типа излучения. Единицей измерения эквивалентной дозы является Зиверт (Sv) (Bréchnignac, Desmet, 2005; Maubert, 2005). При низких дозах облучение может вызвать рак, а точнее увеличить вероятность заболеть раком. Доказано, что рост заболеваемости раком превышает 100 мЗв у взрослых (переживших Хиросиму и Нагасаки) и выше 10–20 мЗв у детей. До сих пор неизвестно, существует ли линейная зависимость между дозой и возникновением рака. Сегодня философская основа радиационной безопасности основана на линейной зависимости между дозой и эффектом, хотя есть некоторые признаки того, что порог действительно существует. Оценка

риска основана на предположении, что независимо от дозы облучения, поступающей в организм, возможен стохастический (вероятностный) эффект и что частота появления будет зависеть от величины дозы. Это значит, что при определённой дозе может наблюдаться эффект и производится экстраполяция в сторону низких доз (Maubert, 2005).

Основанием для радиационной безопасности является антропоцентрический подход. Исторически считается, что если человек защищён от искусственного облучения, то и окружающая среда тоже защищена.

### **3.2.4 Экотоксикологические риски**

Для химических веществ у нас нет удобной оценки высвобождения энергии для определения побочных эффектов. Неканцерогенные и канцерогенные эффекты рассматриваются отдельно. Для неканцерогенных эффектов определяется критический эффект, а затем, исходя из экспериментов, или эпидемиологических исследований, определяют референтные дозы либо для перорального приёма, либо для ингаляции. В случае перорального приёма референтные дозы (RfD) представляют собой ежедневное воздействие на человеческую популяцию (включая чувствительные подгруппы), которое, вероятно, не будет иметь заметного риска вредных последствий в течение всей жизни. Значение выше RfD не означает, что вредный эффект обязательно возникнет. (Maubert, 2005).

Данный метод оценки риска отличается от того, который используется для радионуклидов. RfD основан на предположении, что существуют пороговые значения для определённых токсических эффектов, таких как клеточный некроз. Для некоторых веществ это может быть сложно из-за того, что они необходимы для жизни в небольших количествах и как слишком высокие, так и слишком низкие дозы вредны. В качестве примера можно привести йод марганца. Для канцерогенных эффектов вероятность риска является результатом процедуры экстраполяции низких доз. Это может быть выражено как отношением между

вероятностью рака и некоторым ежедневным потреблением или концентрацией в воде, пище или воздухе. Этот подход очень похож на тот, который используется в случае радионуклидов. Из наблюдаемого эффекта предполагается экстраполяция низкой дозы, обычно линейная. Что касается экотоксичности, то для некоторых видов могут быть найдены значения NOEC (концентрации без наблюдаемого эффекта), полученные в результате наблюдений или, чаще всего, в результате экспериментов в упрощенных экосистемах и контролируемых средах (Maubert, 2005).

Имея информацию о концентрации элементов и активности радионуклидов, возможно, используя принципы эквидозиметрии, оценить степень их воздействия на человека и рассчитать возможные риски, в том числе оценить суммарный риск от воздействия радионуклидов и экотоксикантов. Понятие эквидозиметрия в научной литературе трактуется неоднозначно (Кеирим-Маркус, 1980; Кудряшов, 2004). Эквидозиметрия, как научное направление в экологии в ее современном понимании, находится в начальной стадии своего развития. Её появление и дальнейшее совершенствование были неизбежны, в связи с широким применением ядерной и термоядерной энергии, наличием других источников ионизирующего излучения и химическим загрязнением окружающей среды человеком. В практическом аспекте эквидозиметрия в её расширенной трактовке – это расчёт совокупного риска от радиационного, химического и биологического воздействия на человека (Bréchignac, Desmet, 2005; Maubert, 2005; Tsytsugina, 2005).



## ГЛАВА 4 СОДЕРЖАНИЕ И ЭЛЕМЕНТНЫЙ СОСТАВ ХИМИЧЕСКИХ ЭКОТОКСИКАНТОВ В ПОЧВАХ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ\*

### 4.1 ЭЛЕМЕНТНЫЙ СОСТАВ ЗАГРЯЗНИТЕЛЕЙ ПОЧВЫ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ РЕКИ НИЛ И ЕЕ ДЕЛЬТЫ

Полученные результаты являются первыми комплексными и широкомасштабным исходными данными по элементному составу почв и отложений вдоль берегов Нила и Дельты, которые были проанализированы

\* Основные результаты, вложенные в данной главе, опубликованные в следующих научных статьях автора:

1. Badawy W.M., Mitwalli M., Dmitriev A.Y., Chepurchenko O., Saleh G., El-Farrash A., Bulavin M., Morsi T., Sallah M. Neutron activation analysis for geochemical characterization of rocks from gold mines in Egypt // *Applied Sciences*. 2023; 13(7): 4564. DOI: <https://doi.org/10.3390/app13074564>.
2. Badawy W., Elsenbawy A., Dmitriev A., El Samman H., Shcheglov A., El-Gamal A., Kamel N.H.M., Mekewi M. Characterization of major and trace elements in coastal sediments along the Egyptian Mediterranean Sea // *Marine Pollution Bulletin*. 2022; 177:113526. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113526>.
3. Badawy W.M., Sarhan Y., Dului O.G., Kim J., Yushin N., Samman H.E., Hussein A.A., Frontasyeva M., Shcheglov A. Monitoring of air pollutants using plants and co-located soil-Egypt: characteristics, pollution, and toxicity impact // *Environmental Science and Pollution Research*. 2022;29(14):21049-21066. DOI: [10.1007/s11356-021-17218-7](https://doi.org/10.1007/s11356-021-17218-7).
4. Badawy W.M., Dului O., El-Taheer A., Elsenbawy A., Dmitriev A.Y., El-Gamal A., Arafa W. Datasets of trace elements in shallow marine sediments along the Egyptian shore of the Mediterranean and Red Sea // *Data in Brief*. 2022; 42:108217. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.dib.2022.108217>.
5. Badawy W., Frontasyeva M.V., Ibrahim M. Vertical Distribution of Major and Trace Elements in a Soil Profile from the Nile Delta, Egypt // *Ecological Chemistry and Engineering S*. 2020;27(2):281-294. DOI: <https://doi.org/10.2478/eces-2020-0018>.
6. Badawy W.M., Dului O.G., Frontasyeva M.V., El-Samman H., Mamikhin S.V. Dataset of elemental compositions and pollution indices of soil and sediments: Nile River and delta –Egypt // *Data in Brief*. 2020; 28:105009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.dib.2019.105009>.
7. Badawy W.M., El-Taheer A., Frontasyeva M.V., Madkour H.A., Khater A.E.M. Assessment of anthropogenic and geogenic impacts on marine sediments along the coastal areas of Egyptian Red Sea // *Applied radiation and isotopes* 2018; 140:314-326. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2018.07.034>.
8. Badawy W.M., Ghanim E.H., Dului O.G., El Samman H., Frontasyeva M.V. Major and trace element distribution in soil and sediments from the Egyptian central Nile Valley // *Journal of African earth sciences*. 2017; 131:53-61. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2017.03.029>.
9. Okasha A., Atta D., Badawy W., Frontasyeva M., Elhaes H., Ibrahim M. Modeling the Coordination Between Na, Mg, Ca, Fe, Ni, and Zn with Organic Acids // *Journal of Computational and Theoretical Nanoscience*. 2017;14(3):1357-1361. DOI: [10.1166/jctn.2017.6457](https://doi.org/10.1166/jctn.2017.6457).
10. Badawy W., Chepurchenko O.Y., El Samman H., Frontasyeva M.V. Assessment of Industrial Contamination of Agricultural Soil Adjacent to Sadat City, Egypt // *Ecological Chemistry and Engineering S*. 2016;23(2):297-310. DOI: <https://doi.org/10.1515/eces-2016-0021>.
11. Badawy W.M., Ali K., El-Samman H.M., Frontasyeva M.V., Gundorina S.F., Dului O.G. Instrumental neutron activation analysis of soil and sediment samples from Siwa Oasis, Egypt // *Physics of Particles and Nuclei Letters*. 2015;12(4):637-644. DOI: <https://doi.org/10.1134/S154747711504007X>. Scopus SJR (2022) 0,27; п. л. = 0,91, из них л.в. (0,16) 60%.
12. Arafa W.M., Badawy W.M., Fahmi N.M., Ali K., Gad M.S., Dului O.G., Frontasyeva M.V., Steinnes E. Geochemistry of sediments and surface soils from the Nile Delta and lower Nile valley studied by epithermal neutron activation analysis // *Journal of African earth sciences*. 2015; 107:57-64. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2015.04.004>. Scopus SJR (2022) 0,59; п. л. = 1,11, из них л.в. (0,72) 65%.

инструментальным нейтронно-активационным анализом НАА. Эти данные подтверждали исследовательские статьи, которые были сделаны для оценки элементного состава и источников загрязнения в 176 местах пробоотбора (133 почвы и 43 образца отложений вдоль) египетского участка реки Нил и Дельты (Arafa et al. , 2015; Badawy et al. , 2019; Badawy et al. , 2018; Badawy et al. , 2017; Badawy et al. , 2015; Badawy et al. , 2021; Badawy et al. , 2014; Badawy et al. , 2020; Badawy et al., 2016; Badawy et al., 2020; Okasha et al., 2017; Sarhan et al., 2019).

#### **4.1.1 Элементный состав**

В результате данной работы были проведены исследования 176 образцов (133 образца почв и 43 образца донных отложений) вдоль двух берегов Нила и Дельты. Был определен элементный состав в мг/кг 28 основных и микроэлементов (Na, Mg, Al, Ca, Sc, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Co, Zn, As, Br, Rb, Sr, Zr, Sb, Ba, Cs, La, Ce, Sm, Tb, Hf, Th и U). Описательная статистика полученных результатов приведена в Таблица 4-1. Чтобы иметь возможность исследовать нормальное распределение полученных результатов для образцов почвы и донных отложений, был рассчитан критерий нормальности Шапиро - Уилка (Shapiro, Wilk, 1965). С вероятностью 95% ( $p \leq 0,05$ ) из 28 элементов есть 8 элементов, которые не отвергают нулевую гипотезу и нормально распределены, а именно V, Cr, Ni, Zn, Rb, Ba, La и Tb для почвы. В то время как для отложений все элементы отбрасываются для нормального распределения, за исключением Al, Ca, La и Ce как как показано на Рисунок 4-1. Рисунок показывает концентрации элементов относительно концентрации в земной коре (Rudnick, Gao, 2014).

Таблица 4-1 Среднее стандартное отклонение, минимум и максимум относительно распределения 28 основных и микроэлементов в образцах почвы и донных отложений. Для сравнения приведено содержание элементов из верхней континентальной земной коры УСС (Rudnick, Gao, 2014) и донных отложений (Viers et al. , 2009). Все концентрации выражены в мг/кг.

Элемент	Почва (№ 133)				Отложения (№ 43)				УСС (Rudnick, Gao, 2014)	Донные отложения (Viers et al. , 2009)
	Сред. знач. ± станд. откл.	Мин-Мах	Statistic	p-value	Сред. знач. ± станд. откл.	Мин-Мах	Statistic	p-value		
Na	6905.3 ± 312.8	302 - 15400	0.98	0.02	9205.5 ± 631.8	433 - 15900	0.94	0.02	24258.57	7100
Mg	8328 ± 397.6	349 - 26700	0.95	0.00	13930.5 ± 1294.7	912 - 37200	0.89	0.00	14953.85	12600
Al	47295.7 ± 1685.5	1190 - 145000	0.92	0.00	45758.6 ± 3081.4	6480 - 89000	0.96	0.17	81510.71	87200
Ca	28274.3 ± 1323.2	4220 - 113000	0.84	0.00	30260 ± 1806.9	3700 - 53700	0.97	0.46	25657.49	25900
Sc	13.6 ± 0.5	2.1 - 23.3	0.96	0.00	13.5 ± 1	0.5 - 21.9	0.92	0.00	14	18.2
Ti	8016.7 ± 445.7	212 - 26500	0.90	0.00	9671.9 ± 1011.6	271 - 25600	0.90	0.00	3835.79	4400
V	124 ± 5.1	2.5 - 272	0.99	0.25	142.4 ± 10.5	6.1 - 268	0.94	0.04	97	129
Cr	125.8 ± 5.1	8.2 - 308	0.98	0.07	159.5 ± 13	8 - 494	0.90	0.00	92	130
Mn	739.3 ± 28.4	17.3 - 2150	0.97	0.00	908.5 ± 103.6	44.3 - 4490	0.68	0.00	774.46	1679
Fe	40399.5 ± 1285	6100 - 70200	0.98	0.03	42195.3 ± 3144.8	2980 - 72000	0.94	0.02	39175.06	58100
Ni	44.6 ± 1.6	5.5 - 84.7	0.99	0.15	48 ± 3.8	2.6 - 87.5	0.93	0.01	47	74.5
Co	19.5 ± 0.7	2.2 - 36.3	0.97	0.00	21.9 ± 1.6	1.2 - 36.1	0.90	0.00	17.3	22.5
Zn	72.4 ± 2.7	11.5 - 165	0.99	0.31	77.3 ± 6.3	3.9 - 250	0.87	0.00	67	208
As	4.6 ± 0.8	0.3 - 83.7	0.36	0.00	2.5 ± 0.5	0.3 - 14.5	0.53	0.00	4.8	36.3
Br	39.4 ± 7.8	0.2 - 468	0.49	0.00	35 ± 13.8	0.2 - 410.4	0.44	0.00	1.6	21.5

Rb	$27.5 \pm 0.8$	5.5 - 53.9	0.99	0.65	$26 \pm 1.5$	4.3 - 40.7	0.92	0.01	84	78.5
Sr	$244.7 \pm 10.9$	42.4 - 1040	0.84	0.00	$280.3 \pm 15.5$	39.2 - 396	0.90	0.00	320	187
Zr	$296 \pm 14.2$	36 - 1048.5	0.88	0.00	$317.4 \pm 40.1$	27.4 - 1572.9	0.76	0.00	193	160
Sb	$0.2 \pm 0$	0 - 1.4	0.73	0.00	$0.3 \pm 0$	0 - 1.4	0.66	0.00	0.4	2.19
Ba	$365.3 \pm 11.7$	89 - 661	0.98	0.14	$436.8 \pm 20.7$	78.7 - 607	0.92	0.00	628	522
Cs	$0.7 \pm 0$	0.1 - 2.1	0.93	0.00	$0.6 \pm 0.1$	0.1 - 1.4	0.91	0.00	4.9	6.25
La	$19.7 \pm 0.6$	3.4 - 40.7	0.99	0.50	$18.7 \pm 1.3$	3 - 42.5	0.97	0.24	31	37.4
Ce	$61.2 \pm 5.1$	4.2 - 264	0.67	0.00	$37.1 \pm 2.9$	4.9 - 89.5	0.95	0.08	63	73.6
Sm	$4.1 \pm 0.3$	0 - 22.6	0.84	0.00	$3.9 \pm 0.4$	0.1 - 8.7	0.95	0.05	4.7	6.12
Tb	$0.6 \pm 0$	0.1 - 1.1	0.99	0.29	$0.6 \pm 0$	0.1 - 1.1	0.94	0.03	0.7	0.82
Hf	$7 \pm 0.3$	1.6 - 23.1	0.84	0.00	$6.2 \pm 0.9$	0.5 - 38.4	0.68	0.00	5.3	4.04
Th	$3.9 \pm 0.2$	0.5 - 11.2	0.94	0.00	$3.6 \pm 0.4$	0.9 - 16.8	0.68	0.00	10.5	12.1
U	$1.6 \pm 0.3$	0.2 - 34.7	0.24	0.00	$1.1 \pm 0.1$	0.2 - 3.3	0.89	0.00	2.7	3.3

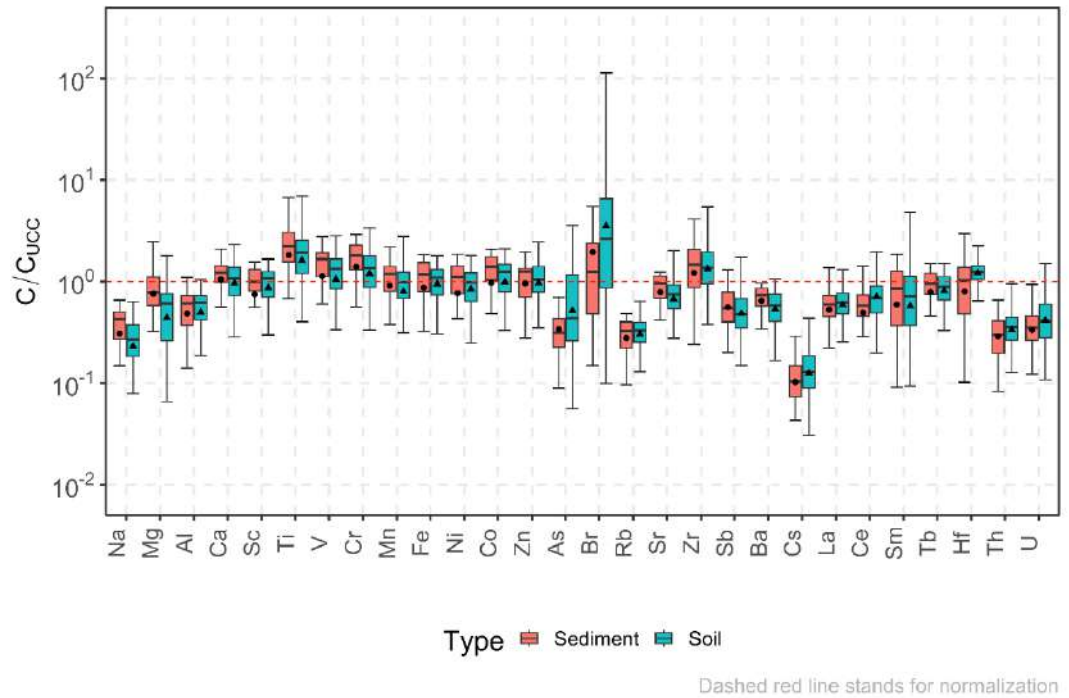


Рисунок 4-1 коробчатая диаграмма показывает описательную статистику полученных данных элементного состава в почве и донных отложениях

Очевидно, что концентрации Br, Ti, Zr, Cr, V, Hf, Co, Ca, Zn, и Fe несколько выше, чем те, о которых сообщают Rudnick, Gao (2014). В целом, концентрации этих элементов в донных отложениях несколько выше или равны таковым в почвах, за исключением Hf. Это подтверждают тот факт, что существенных различий между содержанием элементов в почвах и донных отложениях в исследуемых районах нет, как было доказано в предыдущих работах (Arafa et al. , 2015; Badawy et al. , 2017).

Некоторые отобранные элементы, которые считаются антропогенными и имеют значительную эпидемиологическую опасность, были исследованы с точки зрения допустимых уровней содержания в почве и донных отложениях. Из Таблица 4-2 видно, что концентрации в почвах и донных отложениях As, Ba, Co, Cr, Ni и Zn ниже уровней исследований по сравнению с соответствующими

значениями в других работах (Kabata-Pendias, 2011; Viers et al. , 2009; Savenko, 1986; Gromet et al. , 1984; Rudnick, Gao, 2014), и (Taylor, McLennan, 1985)

Таблица 4-2 среднее значение  $\pm$  SD некоторых выбранных элементов с точки зрения референтного значения, значения В исследования и значения С вмешательства. Для сравнения добавляются соответствующие значения из литературы.

Металлы	А	В	С	Почва	отложения	Sediment (Viers et al. , 2009)	Sediment (Savenko, 1986)	NASC (Gromet et al. , 1984)	World Soil average (Kabata-Pendias, 2011)	UCC (Rudnick, Gao, 2014)	PAAS (Taylor, McLennan, 1985)
As	20	30	50	4.6 $\pm$ 0.8	2.5 $\pm$ 0.5	36.3	14	28.4	6.83	4.8	ND
Ba	200	400	2000	365.3 $\pm$ 11.7	436.8 $\pm$ 20.7	522	500	636	460	628	650
Co	20	50	300	19.5 $\pm$ 0.7	21.9 $\pm$ 1.6	22.5	19	26	11.3	17.3	23
Cr	100	250	800	125.8 $\pm$ 5.1	159.5 $\pm$ 13	130	85	125	59.5	92	110
Ni	50	100	500	44.6 $\pm$ 1.6	48 $\pm$ 3.8	74.5	50	58	29	47	55
Zn	200	500	3000	72.4 $\pm$ 2.7	77.3 $\pm$ 6.3	208	130	2.7	70	67	ND

А эталонное значение, В исследование и С значение вмешательства

Несмотря на снижение средних концентраций вышеуказанных элементов, в некоторых локальных местах наблюдаются значительные значения. Например, в случае As значительное количество (83 мг/кг) было замечено в точке №100, непосредственно рядом с заводом по производству фосфатов и удобрений в Абу-Заабале. Эта особенность была доказана в другом исследовании, посвящённом прибрежным районам вдоль египетского участка Красного моря, где наблюдались значительные количества As и Cr (Badawy et al. , 2018). Получение результаты можно объяснить тем, что есть общие характеристики, которые в данном случае связаны с добычей фосфата и его транспортировкой.

По результатам нормализации полученных концентраций из 28 элементов только 11 элементов имеют концентрации выше тех, о которых сообщалось (Rudnick, Gao, 2014), как упоминалось в предыдущем разделе. В этом разделе будут кратко рассмотрены некоторые особенности концентрации элементов по сравнению с эталонными значениями (Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Co, Zn, Zr и Hf). Из Таблица 4-1 видно, что содержание основных элементов (Ca, Ti, Mn и Fe) и микроэлементов (V, Cr, Ni, Co, Zr и Hf) в почве и донных отложениях выше, чем в литературе. Для слабообогатённых элементов было рассчитано соотношение

почва/отложение, равное почти единице. Поэтому обсуждение будет касаться как почвы, так и отложений (Badawy et al. , 2017).

Содержание Са в почве и отложениях выше, чем в земной коре UCC (25657 мг/кг) (Rudnick, Gao, 2014), почти в два с половиной раза выше, чем в PAAS (9291 мг/кг) (Taylor, McLennan, 1985), в два раза выше, чем в UCC (13700 мг/кг) (Vinogradov, 1959), выше, чем в соответствующих значениях, сообщённых (Gromet et al. , 1984) в The North American shale composite NASC (25900 мг/кг) и выше, чем в осадках (25900 мг/кг) (Viers et al. , 2009). Однако содержание Са в исследуемых образцах ниже, чем в UCC (31500 мг/кг), опубликованным (Condie, 1993), и ниже, чем в UCC (30000 мг/кг) (Taylor, McLennan, 1985). Вероятно, это связано с отложениями известняков в Египте (Arafa et al. , 2015; Badawy et al. , 2017).

Среди обогащённых элементов в образцах содержание Ti значительно выше по сравнению с опубликованными в других источниках данными. Например, содержание Ti (8016 мг/кг и 9671 мг/кг в почве и отложениях соответственно) оказалось почти в два раза выше по сравнению с соответствующими значениями в UCC (3835 мг/кг), в отложениях (4400 мг/кг) (Viers et al. , 2009), в осадках (3900 мг/кг) (Savenko, 1986) и в два с половиной раза выше, чем в UCC (3000 мг/кг) (Taylor, McLennan, 1985). Распределение содержания Ti вдоль реки Нил с широтой вверх на север показывает, что максимальные значения распределяются между 27° и 30°, и эти результаты хорошо согласуются с данными, опубликованными в нашей предыдущей работе (Badawy et al. , 2017). Значительное содержание Ti, скорее всего, связано с тем, что в этих регионах есть многочисленные железные, стальные, цементные и фарфоровые заводы, которые интенсивно используют сплавы Ti.

Кроме того, Savenko (1986) и Viers et al. (2009) сообщили, что содержание Zr (296 мг/кг) в два раза выше, чем в отложениях (160 и 150 мг/кг, соответственно). Сравнивая содержание Zr со значениями, опубликованными Rudnick, Gao (2014) для UCC (193 мг/кг), полученные результаты Zr в почве и

отложениях в полтора раза выше, чем в UCC. Показатели соотношения  $Zr/Sc$  vs  $Th/Sc$ ,  $Th/Sc$  vs  $Sc$  и  $Hf$  vs  $La/Th$  были протестированы для извлечения более достоверной информации о рециркуляции и сортировке донных отложений (Arafa et al. , 2015; Badawy et al. , 2017; Mongelli et al., 2006). Эти соотношения являются хорошими индикаторами для процессов магматической химической дифференциации, поскольку  $Th$  несовместимый элемент, тогда как  $Sc$  совместим в магматических системах (Taylor, McLennan, 1985). Оба элемента, по-видимому, количественно переносятся в терригенном компоненте во время осадочных процессов. Поскольку  $Zr$  концентрируется в цирконах, соотношение  $Zr/Sc$  широко используется для измерения сортировки и переработки минералов (Hassan et al., 1999). В нашем случае, исходя из этих соотношений, образцы не отклоняются от первичного композиционного тренда, указывающего на низкую или устойчивую добавку циркона, наводящую на мысль о нециклическом эффекте. Эта особенность может быть объяснена отсутствием нового дополнения качества осадконакопления с момента строительства Асуанской высокой плотины, препятствующей потоку наносов в доли реки Нил (Wahaab, Badawy, 2004; Stanley, 1996).

Что касается  $V$ ,  $Cr$ ,  $Mn$ ,  $Fe$ ,  $Ni$ ,  $Co$ , и  $Zn$ , концентрации этих элементов соответствуют значениям, приведённым в литературе Viers et al. (2009), Savenko (1986), и Rudnick, Gao (2014). Кроме того, полученные результаты  $V$ ,  $Cr$  и  $Mn$  сопоставимы с опубликованными данными Arafa et al. (2015); Badawy et al. (2017). Проведён корреляционный анализ Пирсона и получены высокие положительные коэффициенты корреляции между большинством измеряемых элементов. Коэффициенты корреляции  $r$  были схожими для  $Fe$ ,  $Ni$  и  $Co$  и практически равными единице. Коэффициент корреляции  $r$  выше 0,85 был обозначен для следующих пар элементов:  $Ni - Zn$ ,  $Fe - Zn$  и  $Zr - Hf$ . Высокий положительный коэффициент корреляции между элементами может быть связан с общим происхождением или источниками загрязнения. Напротив,  $Ca$  и  $Zr$  имеют слабые или отрицательные корреляции почти со всеми элементами.



#### 4.1.2 Источники поступления, поведение элементов в почвах и донных отложениях

Для получения более подробной информации о происхождении полученных элементов, в частности, о том, имеют ли они вулканическое происхождение, полезным инструментом является взаимное распределение несовместимых и неподвижных элементов, таких как Sc, V, Cr, Ni, Zr, La, Hf и Th (Badawy et al. , 2017; Taylor, McLennan, 1985). На основании этой методики была построена дискриминационная троичная диаграмма La-Sc-Th, как показано на Рисунок 4-2. На рисунке показаны распределения исследуемых образцов и хорошее совпадение полученных результатов с данными, представленными в литературе (Kabata-Pendias, 2011; Viers et al. , 2009; Rudnick, Gao, 2014). Рисунок демонстрирует, что образцы находятся в хорошем совпадении и попадают в область, близкую к метабазной, то есть, глине, илу, песку и гравия из смешанных источников, которые исключают некоторый мафический детрит (Badawy et al. , 2017).

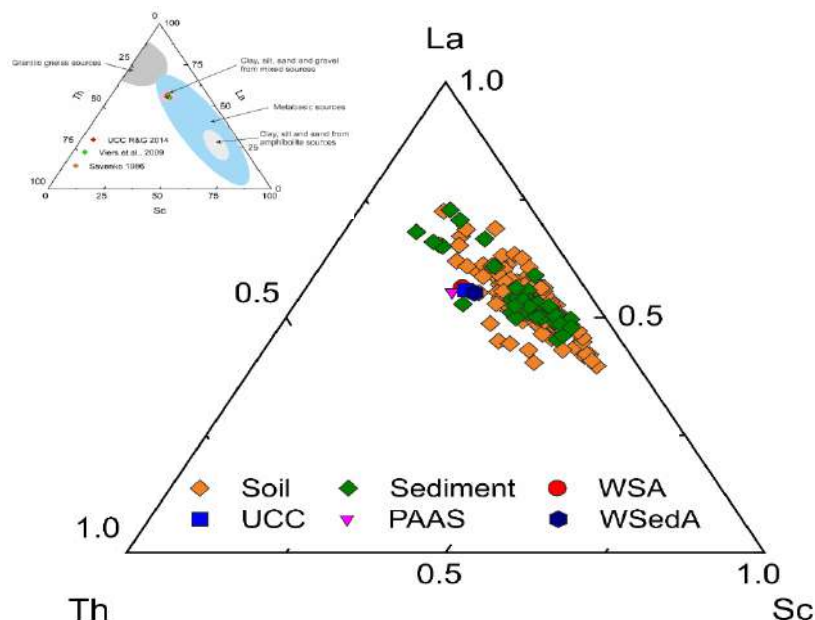


Рисунок 4-2: График тройной дискриминации Sc-La-Th иллюстрирует хорошее совпадение полученных результатов с результатами, полученными для верхней континентальной коры UCC Rudnick, Gao (2014), для среднемировых отложений WSedA Viers

et al. (2009), для пост-архейских австралийских сланцев средний PASS Taylor, McLennan (1985), и для среднемировой почвы WSA Kabata-Pendias (2011).

Это можно отнести к Эфиопскому нагорью, в основном состоящему из базальных пород с небольшим количеством фельзитовых вулканических пород (Badawy et al. , 2017; GES, 2016).

Также, мы можем исследовать происхождение определённых элементов с помощью показателей соотношения. На Рисунок 4-3, показано сравнение положения почвы и донных отложений. Средние значения La/Th в случае почвы и отложений составляют  $5,0 \pm 1,5$  и  $5,2 \pm 1,5$  соответственно.

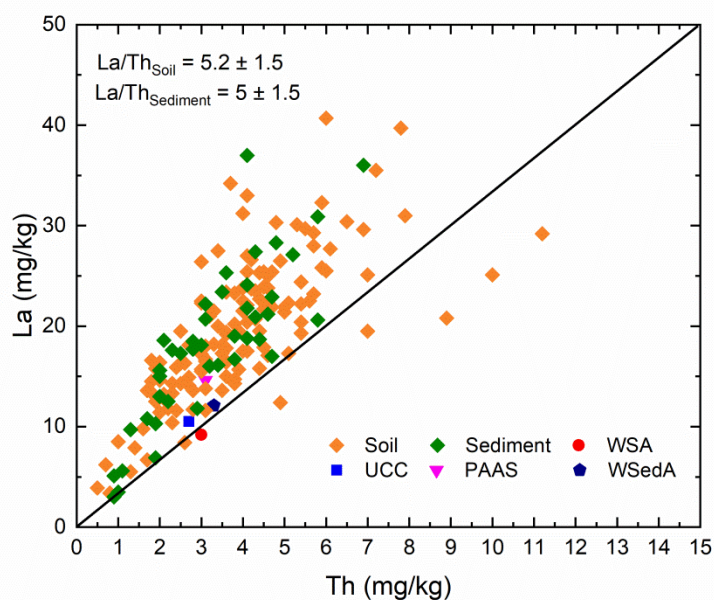


Рисунок 4-3: La vs Th график. Среднее значение отношения La/Th в случае почвы и донных отложений составляет  $5,0 \pm 1,5$  и  $5,2 \pm 1,5$  соответственно.

Очевидно, что существует заметная разница между полученными и представленными в литературе соотношениями в 2,73 верхней континентальной коры UCC Rudnick, Gao (2014), 3,09 для среднемировых отложений WSedA Viers et al. (2009), 2,6 для пост-архейских австралийских сланцев средний PASS Taylor, McLennan (1985), и 2,9 для среднемировой почвы WSA Kabata-Pendias (2011). Повышенное соотношение может быть объяснено сниженным значением Th в

почве ( $3,9 \pm 0,2$ ) и отложениях ( $3,6 \pm 0,4$ ) по сравнению с теми, которые были опубликованы для UCC ( $10,5$  мг/кг).

Соотношение Th/U было использовано несколькими авторами для уточнения вопроса выветривания, который может быть связан с окислением и потерей урана (Arafa et al. , 2015; Badawy et al. , 2017; Badawy et al. , 2018; Taylor, McLennan, 1985; Ochoa et al., 2007). На Рисунок 4-4 показано, что концентрации почвы и осадков широко разбросаны ниже и выше значений UCC. Эти расхождения могут быть объяснены отпечатками происхождения и, скорее всего, более крупнозернистой текстурой в некоторых образцах, что приводит к заметному снижению содержания Th (Ochoa et al. , 2007). Среднее значение отношения Th/U - Th в случае почвы и отложений составляет 0,64 и 0,93 соответственно. Это значительно выше, чем соответствующие коэффициенты 0,37 для верхней континентальной коры UCC (Rudnick, Gao, 2014), 0,3 для среднемировых отложений WSedA (Viers et al. , 2009), 0,32 для постархейского австралийского сланца PAAS (Taylor, McLennan, 1985), 0,33 для среднемировой почвы WSA (Kabata-Pendias, 2011).

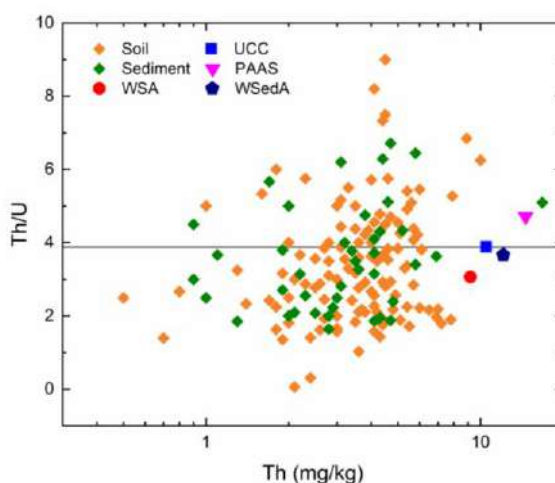


Рисунок 4-4: Th/U vs Th рисунок. Среднее значение отношения Th/U - Th в случае почвы и отложений составляет 0,64 и 0,93 соответственно. Это значительно выше, чем соответствующие коэффициенты 0,37 для верхней континентальной коры UCC (Rudnick, Gao, 2014), 0,3 для среднемировых отложений WSedA (Viers et al. , 2009), 0,32 для постархейского австралийского сланца PAAS (Taylor, McLennan, 1985), 0,33 для среднемировой почвы WSA (Kabata-Pendias, 2011).

Если суммировать результаты для почвы и отложений, как показано на тройных диаграммах Sc-La-Th, Co-Hf-Th и Rb/10-Hf-Th Рисунок 4-5, можно увидеть, что отложения Нила занимают позиции, которые не перекрываются с наиболее распространёнными средними образцами континентального происхождения, и, таким образом, демонстрируют более метабазное происхождение, чем отложения из смешанных источников (Culers, 1994). Другим параметром, который может подтвердить это утверждение, является соотношение La/Th ( $5,8 \pm 1,6$ ), которое в два раза превышает соответствующие значения для UCC и NASC, что свидетельствует о наличии большего количества детрита магматических пород, чем континентальных.

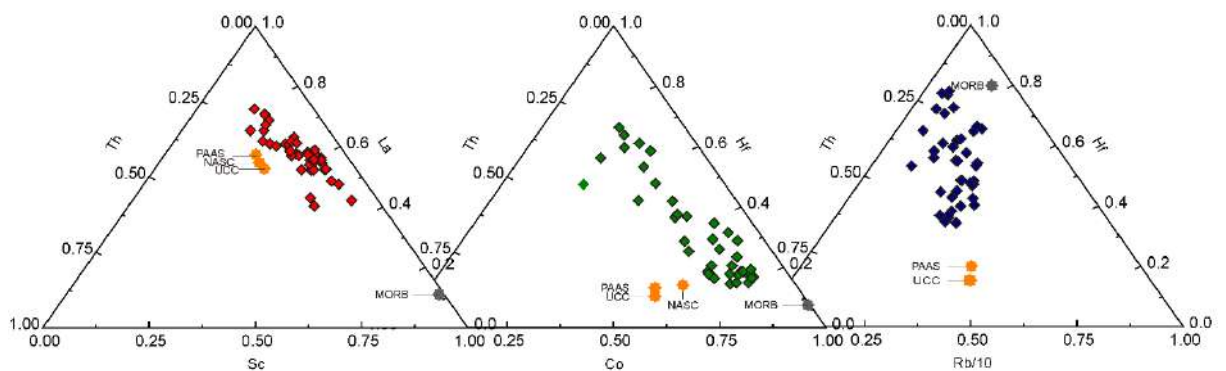


Рисунок 4-5: Тройные диаграммы La-Sc-Th, Co-Hf-Th и Rb/10-Hf-Th, иллюстрирующие существующие различия между отложениями Нила и почвами и осадочными UCC, NASC и PAAS, а также магматическими базальтами срединно-океанического хребта (MORB).

В итоге несмотря на то, что образцы были собраны в относительно ограниченном районе по отношению к общей протяжённости реки Нил (египетская часть Нила), исследованные образцы предоставляют интересную информацию о химическом составе нильских отложений и почв в непосредственной близости от реки.

Соответственно несмотря на то, что большинство исследованных элементов имеют содержание, близкое к верхней части континентальной коры, их относительное распределение указывает на наличие фрагментов магматических

пород, в основном происходящих с Эфиопского плато, поскольку Голубой Нил переносит около 70 % всех нильских отложений. В то же время распределение потенциальных загрязняющих элементов: Ni, Cu, Zn и As не привело к систематическому увеличению в некоторых регионах, включая Дельту Нила, где сосредоточено около 60 % промышленной деятельности Египта, что означает, что они могут преимущественно происходить из бассейна Нила.

### **4.1.3 Статистический анализ результатов**

#### **4.1.3.1 Результаты метода главного компонента PCA**

Метод уменьшения размерности — это анализ главных компонент PCA (МГК). Он был использован в настоящем исследовании для извлечения информации о происхождении элементов с помощью НАА. До внедрения PCA исходные данные были центрированы по логарифмическому трансформированию CLR (centered log transformation), но различия между переменными довольно высоки, поэтому извлечённые данные CLR выявили много выбросов даже после преобразования. По этой причине был использован только метод нормализации (с помощью среднего значения и стандартного отклонения) без логарифмического трансформирования, чтобы избежать различий переменных в данных (Badawy et al. , 2018; Faith, 2015). Например, статическая обработка данных помогает избежать различий между высокими массовыми долями макроэлементов и маленькими массовыми долями редко земельных элементов.

Несмотря на то, что использование CLR даёт возможность получить отличную аппроксимацию в центрировании и представлении данных, не следует ожидать, что она будет извлекать желаемую или ожидаемую новую матрицу по умолчанию. Набор данных был упрощён в низкоразмерное пространство с помощью PCA и визуализирован методом K-means для кластерного анализа, целью которого является разделение наблюдений на K кластеры, в которых каждое наблюдение принадлежит кластеру с ближайшим средним значением. Позже были построены графики полученных данных анализа основных

компонентов. Анализ данных проводился с использованием среды R-программирования (R-programming environment) (Lê et al., 2008).

Первые три PCA были рассчитаны 11.6 (41.5%), 2.9 (10.6%), 2.2 (7.7%) для собственных значений (eigenvalues) и процент дисперсии (percentage of variance) (в скобках) для первых трех измерений, соответственно. Первые два измерения PCA описывают около 52,2 % от общего набора данных совокупного процента дисперсии. По этой причине мы можем использовать только первые PCA для описания полученных результатов. Результаты показаны на Рисунок 4-6.

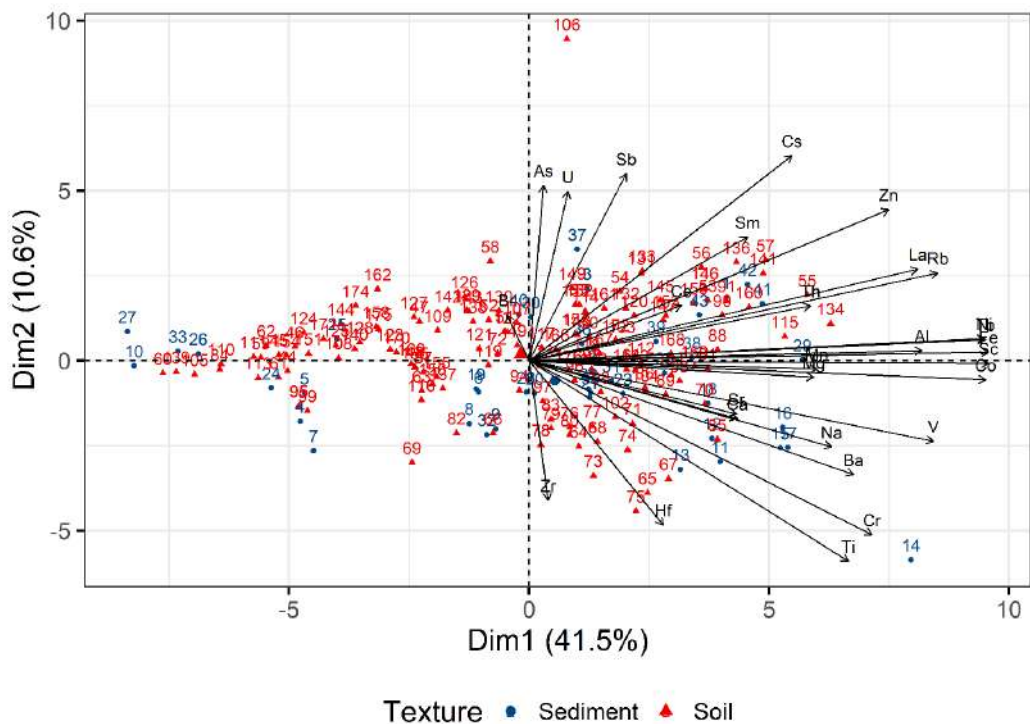


Рисунок 4-6: график показывает PCA1 versus PCA2 для 176 место пробоотбора и 28 элементов первые два PCAs можно резюмировать следующим образом:

**PCA1:** из рисунка видно, что переменные, а именно: Fe, Sc, Co, Tb и Ni, сортируются и имеют самый большой вклад. В то время как самый низкий вклад наводит на размышления о переменных, а именно: Sb, U, Br, Zr и As. Кроме того, наибольший вклад отдельных мест пробоотбора в основном распределяется по

регионам #; 27, 10, 14, 60, и 139. В то время как самый низкий из них делится на 30, 28, 20, 94 и 40. и

**PCA2:** наибольший вклад во 2-й PCA в основном поступает от Cs, Ti, Sb, As и Cr. Напротив, наименьший вклад связан с Sc, Mn, Fe, Al и Mg. Что касается вклада отдельных окрестности, то наибольший вклад может быть связан с местоположениями #; 106, 14, 75, 65, и 67. В то время как самый низкий вклад разделяют 29, 118, 12, 108 и 59.

На основе метода K-means первые два PCA места пробоотбора были построены и сгруппированы, как показано на Рисунок 4-7 R-mode (график PCAs для места выборки). На рисунке показаны два кластера: 1-й кластер включает 64 местоположения, а 2-я - 112 местоположений. Очевидно, что существует заметная интерференция между почвой и донными отложениями, и это данные подчеркивает гипотезу о симметричных геохимических характеристиках, как было доказаны в наших работах Arafa et al. (2015); Badawy et al. (2017); Badawy et al. (2018).

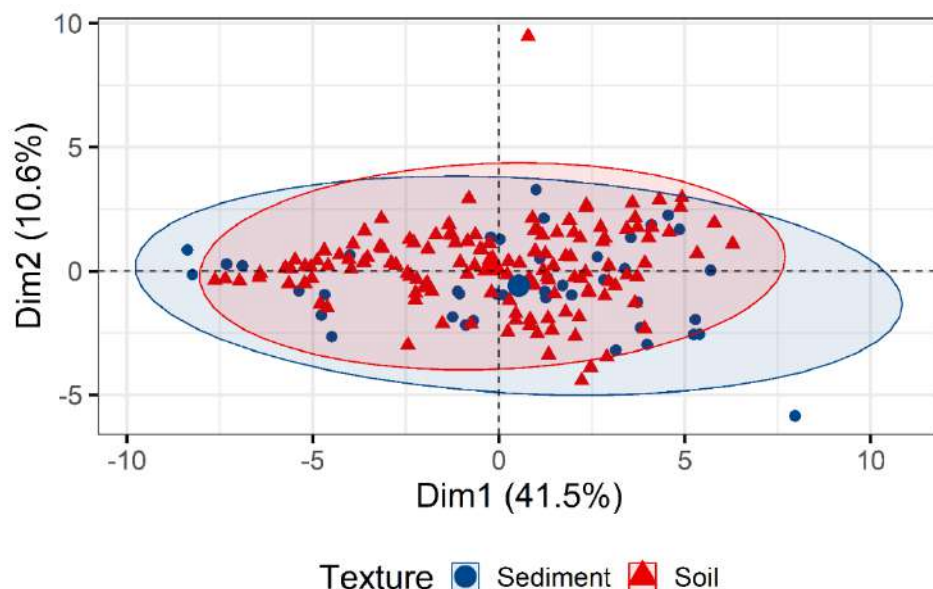


Рисунок 4-7: первые два PCA из изученных 176 образцов.

Аналогичным образом первые два PCA были построены и группированы с использованием K-means. На Рисунок 4-8 изображены два кластера для Q-mode



(график PCA для переменных). На рисунке выделяются два кластера, которые можно описать следующим образом:

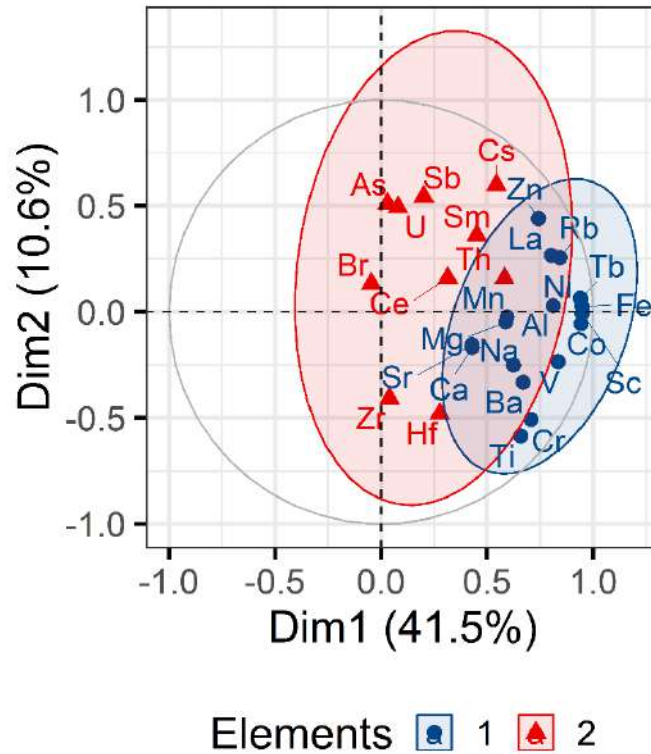


Рисунок 4-8: на графике показаны два кластера (28 элементов)

- Первый кластер включает 18 элементов, а именно: Na, Mg, Al, Ca, Sc, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Co, Zn, Rb, Sr, Ba, La и Tb. Он показывает значительный вклад в плоскость PCAs. Сгруппированные элементы в основном включают основные и микроэлементы, и это может быть объяснено смешанным происхождением этих элементов. Например, некоторые регионы Египта характеризуются повышенным содержанием Ca из-за наличия трикальцийфосфата  $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$  и карбонатов кальция  $\text{CaCO}_3$ , что, в свою очередь, свидетельствует о наличии полевых шпатов и карбонатных минералов в почве и донных отложениях (Harb et al. , 2016). Содержание ванадия V наводит на мысль о деятельности по добыче нефти, в то время как содержание Na может быть связано с выветриванием из моря. В целом, стоит отметить, что первый кластер представляет собой смесь геогенного



происхождения и, скорее всего, глины, полевых шпатов и карбонатных минералов (Towett et al., 2015).

- Второй кластер включает в себя 10 элементов, а именно: As, Br, Zr, Sb, Cs, Se, Sm, Hf, Th и U. Высокие количества As обнаруживаются в региональном или местном масштабе и, скорее всего, объясняются геогенными аномалиями или антропогенными воздействиями (Badawy et al. , 2016; Wenzel, 2013). Br и его соединения широко используются в борьбе с вредителями в сельскохозяйственных целях в Египте. Zr можно найти в заметном количестве в керамической промышленности, которая довольно популярна в Египте. Значительные количества Th и U обнаружены на северном побережье Египта из-за черного песка и в Верхнем Египте (восточный берег реки Нил), соответственно (Harb et al. , 2008; Harb et al., 2016). Таким образом, сгруппированные элементы во 2-м кластере имеют смешанное геогенное и антропогенное происхождение.

Из-за большого количество мест отбора проб и определяемых элементов мы будем перечислять только образцы почвы и донных отложений, которые вносят наибольший вклад в первые два PCAs (10 места выборки и 10 элементов) как показаны на Рисунок 4-9. Этот рисунок можно интерпретировать следующим образом:

- Наибольший вклад донных отложений и почвы в PCA<sub>5</sub> приходится на места # 14, 27, 33, 26, 10, 60, 84, 105, 106, 139, соответственно. Эти регионы характеризуются довольно широким спектром деятельности, что, скорее всего, можно объяснить наличием добычи фосфатов и промышленности, удобрений и борьбы с вредителями в сельскохозяйственных целях, в дополнение к естественному появлению элементов в разных регионах. Возможные источники загрязнения в этих районах включают фосфатные шахты и заводы (Верхний и Юго-Восточный Египет и Дельта), бытовые

отходы (Каир) и неконтролируемое удаление отходов (Дельта, особенно сток Бахр-эль-Бакар) (Omran, 2016).

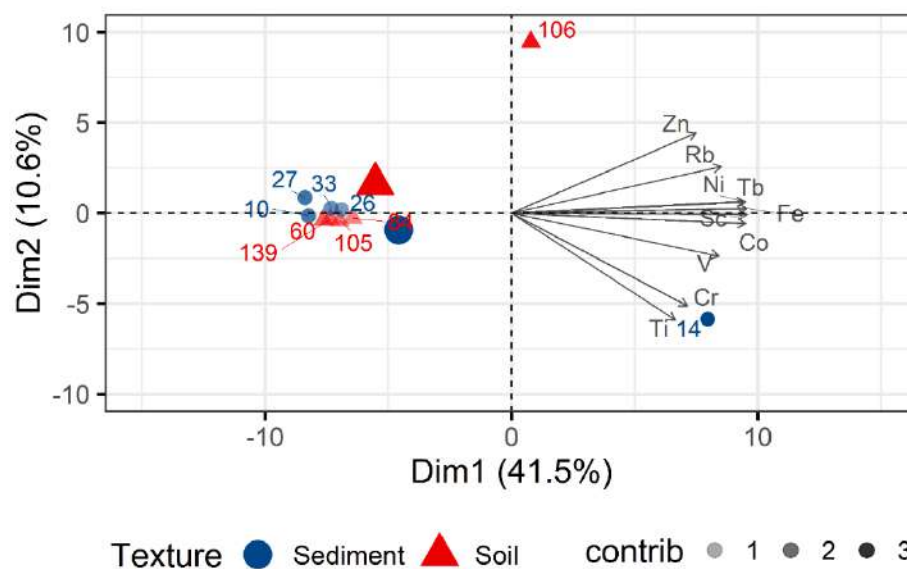


Рисунок 4-9: график показывает элементы и места выборки с наилучшим вкладом.

- Аналогичным образом, наибольший вклад в основном вносят элементы: Zn, Rb, Ni, Tb, Fe, Sc, Co, V, Cr и Ti. Очевидно, что сортированные элементы в качестве наиболее сильных вкладов указывают на геогенное происхождение и несколько технологических элементов, таких, как Ti, Cr и Fe, поскольку сплавы Ti используются в производстве Fe и лакокрасочной промышленности (Badawy et al. , 2017).

## 4.2 ЭЛЕМЕНТНЫЙ СОСТАВ МОРСКИХ ОТЛОЖЕНИЙ ПРИБРЕЖНЫХ АКВАТОРИЙ КРАСНОГО МОРЯ

### 4.2.1 Элементный состав

С помощью инструментального нейтронно-активационного анализа и масс-спектрометра с индуктивно связанной плазмой была определена массовая доля 43 основных и микроэлементов в 32 образцах морских отложений, которые были собраны из 12 районов вдоль египетского побережья Красного моря. Подробная

информация о собранных образцах морских отложений и населённых пунктах приведена в Таблица 3 2 и Рисунок 2 3.

. Была проведена описательная статистика результатов и обозначены среднее значение, медиана, стандартное отклонение, минимум и максимум для 43 основных и микроэлементов в морских отложениях показаны в Таблица 4-3.

Полученные результаты морских отложений были сравнены с литературой с соответствующими значениями Viers et al. (2009), Martin, Meybeck (1979), и Savenko (1986). Был рассчитан критерий нормальности Шапиро - Уилка (Шапиро и Уилк, 1965), где значимость при  $p\text{-value} = 0,05$ . Результаты показывают с вероятностью 95% ( $p \leq 0,05$ ), что из 43 элементов 12 элементов распределены нормально, а именно: Na, Mg, K, Ca, As, Rb, Cs, La, Ce, Ga, Pb и U, в то время как остальные элементы распределены не нормально.

Таблица 4-3: Среднее, медиана, стандартное отклонение, минимум и максимум в отношении распределения 43 основных и микроэлементов в морских отложениях. Все массовые доли выражены в мг/кг.

Элемент	Предел обнаружения	Способ анализа	Среднее	Медиана	SD	Min	Max	Statistic	p-value	(Viers et al.)	(Martin, Meybeck)	(Savenko)
Li	0.5	ICP-MS	6.19	5.60	3.53	1.6	16.9	0.92	0.03	8.5	25	35
Na	100	INAA	17834.38	18950.00	8352.62	5600	36700.0	0.95	0.20	7100	7100	8200
Mg	100	ICP-MS	15228.13	16050.00	4777.04	3900	23800.0	0.96	0.23	12600	11800	14400
K	100	ICP-MS	7959.38	7800.00	4441.44	600	17600.0	0.97	0.44	16900	20000	21500
Ca	100	ICP-MS	136121.88	123000.00	90247.24	18000	333000.0	0.93	0.05	25900	21500	26000
Sc	0.1	INAA	5.38	4.55	4.51	0.4	22.6	0.85	0.00	18.2	18	14
V	1	ICP-MS	29.78	27.00	22.51	6	126.0	0.77	0.00	129	170	120
Cr	2	INAA	53.84	52.5	40.07	2	156.0	0.92	0.03	130	100	85
Mn	1	ICP-MS	291.94	242	270.13	30	1580.0	0.64	0.00	1679	1050	1150
Fe	100	INAA	14562.50	11650	12735.47	900	67700.0	0.78	0.00	58100	48000	50300
Co	0.1	ICP-MS	4.81	3.35	4.55	0.3	22.0	0.80	0.00	22.5	20	19
Ni	0.5	ICP-MS	15.37	13.05	11.95	1.1	45.0	0.92	0.02	74.5	90	50
Cu	0.2	ICP-MS	7.70	8.20	4.62	0.8	14.8	0.91	0.01	75.9	100	45
Zn	0.5	ICP-MS	27.55	21.40	21.23	2.6	104.0	0.86	0.00	208	250	130
As	0.5	INAA	6.29	6.10	4.33	0.5	18.5	0.95	0.11	36.3	5	14
Br	0.5	INAA	41.10	25.10	35.22	10.9	154.0	0.78	0.00	21.5	5	9
Rb	0.2	ICP-MS	20.29	19.55	12.44	0.9	49.3	0.97	0.47	78.5	100	77
Y	0.1	ICP-MS	11.17	8.70	9.35	1	45.6	0.84	0.00	21.9	30	25
Zr	1	ICP-MS	25.53	18.50	24.66	2	110.0	0.79	0.00	160	ND	150
Nb	0.1	ICP-MS	1.89	0.35	6.51	0.1	37.2	0.26	0.00	13.5	ND	13
Mo	0.05	ICP-MS	0.78	0.55	0.85	0.05	4.0	0.78	0.00	2.98	3	1.8
Cs	0.05	ICP-MS	0.38	0.39	0.25	0.05	0.8	0.94	0.06	6.25	6	5.2
Ba	1	ICP-MS	171.84	176.50	96.69	17	439.0	0.93	0.04	522	600	500
La	0.1	ICP-MS	7.62	7.85	4.76	0.6	20.1	0.96	0.27	37.4	45	32
Ce	0.1	ICP-MS	16.73	16.65	10.92	1.4	45.2	0.94	0.06	73.6	95	68

Pr	0.1	ICP-MS	2.14	2.05	1.47	0.2	6.8	0.92	0.02	7.95	ND	7.7
Nd	0.1	ICP-MS	10.02	9.35	7.26	0.7	35.3	0.89	0.00	32.2	35	29
Sm	0.1	ICP-MS	2.19	1.95	1.72	0.2	9.1	0.82	0.00	6.12	7	5.8
Eu	0.05	ICP-MS	0.52	0.53	0.33	0.05	1.7	0.88	0.00	1.29	1.5	1.4
Ga	0.1	ICP-MS	7.53	8.30	4.16	0.4	14.7	0.96	0.31	18.1	25	20
Gd	0.1	ICP-MS	2.13	1.75	1.74	0.1	9.0	0.83	0.00	5.25	ND	5.6
Tb	0.1	ICP-MS	0.35	0.30	0.28	0.1	1.5	0.77	0.00	0.82	1	0.79
Dy	0.1	ICP-MS	2.23	1.70	1.91	0.1	9.4	0.82	0.00	4.25	ND	4.5
Ho	0.1	ICP-MS	0.47	0.35	0.40	0.1	2.0	0.80	0.00	0.88	ND	0.9
Er	0.1	ICP-MS	1.36	1.05	1.17	0.1	5.6	0.82	0.00	2.23	ND	2.6
Tm	0.1	ICP-MS	0.22	0.20	0.18	0.1	0.9	0.69	0.00	0.38	ND	0.38
Yb	0.1	ICP-MS	1.33	1.05	1.17	0.1	5.5	0.82	0.00	2.11	3.5	2.5
Lu	0.1	ICP-MS	0.21	0.10	0.16	0.1	0.7	0.69	0.00	0.35	0.5	0.4
Hf	1	INAA	4.38	3.00	5.38	1	27.0	0.62	0.00	4.04	6	4.4
Tl	0.05	ICP-MS	0.17	0.16	0.08	0.05	0.4	0.93	0.03	0.53	ND	0.56
Pb	0.5	ICP-MS	4.89	5.10	2.40	1	8.8	0.94	0.08	61.1	100	25
Th	0.1	ICP-MS	2.15	1.80	1.75	0.1	7.0	0.88	0.00	12.1	14	10
U	0.1	ICP-MS	2.23	2.40	0.87	0.4	3.9	0.97	0.46	3.3	3	2.4

После нормализации полученных результатов были нанесены коробка и усы, для иллюстрации среднего значения, медианы и выбросов для каждого определённого элемента, как показано на Рисунок 4-10.

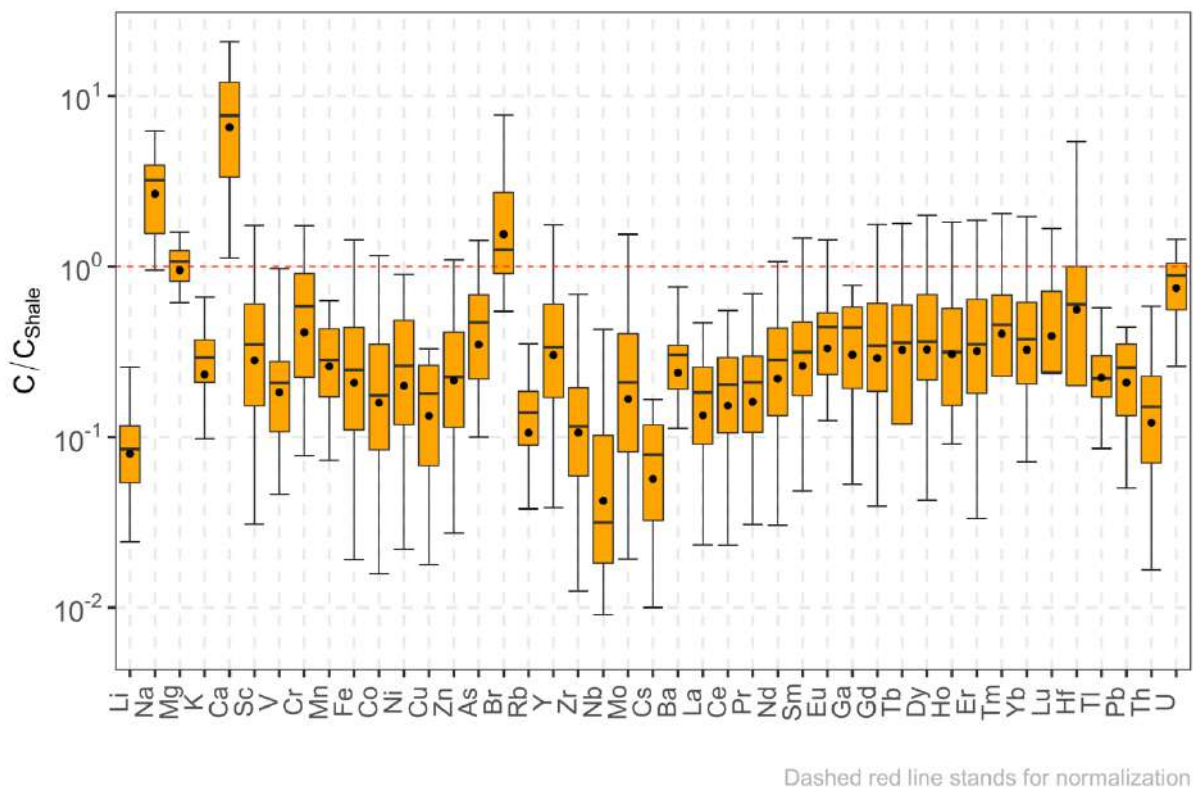


Рисунок 4-10: коробка и усы показывает описательную статистику массовых долей определяемых элементов. результаты были нормализованы по отношению с глинистыми сланцами (Li, Schoonmaker, 2014).

Наглядно на Рисунок 4-10 видно, что были определены относительно высокие массовые доли в порядке убывания  $Ca > Na > Br > Mg > Hf$ . Несмотря на то, что массовые доли этих элементов относительно высоки, однако они ниже, чем средневзвешенные по всему миру, за исключением Ca, самое высокое значение которого было определено в районе Абу-Гусун. Это можно объясняться тем, что тёплые солёные воды Красного моря перенасыщены по отношению к арагониту и магнизильному кальциту. Осаждение карбоната кальция, по-видимому, ограничено этими или промежуточными водами (Ellis, Milliman, 1985).

Сравнение массовой доли Са в отложениях Красного моря показало, что она все ещё ниже, чем сообщалось (115500 ppm) Vonatti et al. (1986) на глубине 11-12 см, а максимальное значение Са было определено на глубине 191-192 см и составило 260900 ppm, таким образом, отсутствуют хорошие корреляции между всеми элементами и Са. Это может быть объяснено значительно повышенными массовыми долями Са в исследованных морских отложениях. Массовая доля каждого элемента была нормализована относительно донных отложений (Li, Schoonmaker, 2014). Для сравнения и результаты нормализации показаны на Рисунок 4-11. На рисунке показан среднее значение каждого элемента и стандартная отклонения.

#### **4.2.2 Источники поступления, поведение элементов в морских отложениях (редкоземельных элементов)**

Содержание 14 редкоземельных элементов, Th и U в 32 образцах морских отложений, собранных в 12 прибрежных районах вдоль египетского побережья Красного моря, приведено в таблице 4-4, таблице 4-5, таблице 4-6 в соответствии с местоположением и исследуемой областью, соответственно. Каждое местоположение содержит ряд выборок, которые усреднены и указаны в соответствии с исследуемой областью. Приведены в таблице 4-5 средние концентрации редкоземельных элементов для каждой изученной области (REE,  $\Sigma$ REE,  $\Sigma$ LREE,  $\Sigma$ HREE, Th, U в мг/кг и индикаторы Ce/Ce\*, Eu/Eu\*, Eu/Sm, Ce/La, La/Yb, и Th/U) .

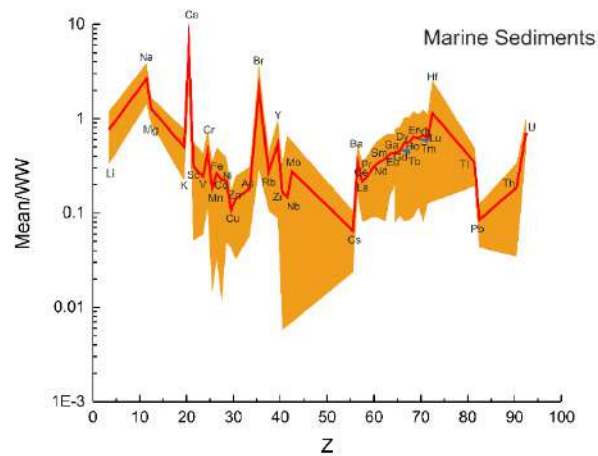


Рисунок 4-11: Распределение нормированной массовой доли элементов относительно атомного номера  $Z$  для каждого исследуемого элемента.

Для сравнения соответствующие значения приведены, как указано в литературе, для отложений по Gromet et al. (1984); Taylor, McLennan (1985); Khadijehl et al. (2009); Mir (2015), как показано в таблице 4-6.



Таблица 4-4: содержание редкоземельных элементов в морских отложениях красного моря – Египет

№	La	Ce	Pr	Nd	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu	Th	U	$\sum_{RE} R_{EE}$	$\sum_{RE} L_{RE}$	$\sum_{RE} H_{RE}$	Ce/ Ce*	Eu/ Eu*	Eu/ Sm	Ce/ La	La/ Yb	Th/ U
1	8.0	17.1	2.0	9.4	1.9	0.5	1.7	0.3	1.6	0.3	0.8	0.1	0.8	0.1	1.8	2.8	44.6	38.4	5.7	1.0	0.9	0.3	2.1	10.0	0.6
2	10.2	21.2	2.5	10.8	2.0	0.6	1.8	0.3	1.6	0.4	1.2	0.2	1.0	0.1	2.7	1.9	53.9	46.7	6.6	1.0	0.9	0.3	2.1	10.2	1.4
3	11.3	23.5	2.9	12.8	2.3	0.6	2.0	0.3	1.9	0.4	1.0	0.2	1.1	0.1	4.2	2.3	60.4	52.8	7.0	1.0	0.9	0.3	2.1	10.3	1.8
4	0.6	1.4	0.2	0.7	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	3.0	4.1	3.1	0.9	1.0	1.1	0.3	2.3	6.0	0.0
5	1.0	1.9	0.2	1.0	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	2.9	5.6	4.5	1.0	1.0	0.5	0.1	1.9	10.0	0.1
6	4.0	12.8	1.1	4.6	1.2	0.3	1.0	0.1	1.1	0.2	0.6	0.1	0.5	0.1	0.7	2.7	27.7	23.7	3.7	1.5	0.8	0.2	3.2	8.0	0.3
7	9.8	24.1	2.9	15.1	3.2	1.0	3.3	0.5	3.2	0.7	2.0	0.3	1.8	0.2	2.0	1.0	68.1	55.1	12.0	1.1	0.9	0.3	2.5	5.4	2.0
8	8.0	16.3	2.0	9.2	1.8	0.6	1.6	0.3	1.8	0.3	0.9	0.1	0.8	0.2	1.4	0.7	43.9	37.3	6.0	1.0	1.1	0.3	2.0	10.0	2.0
9	16.3	45.2	6.8	35.3	9.1	1.7	9.0	1.5	9.4	2.0	5.6	0.9	5.5	0.7	2.6	1.5	149. 0	112. 7	34.6	1.0	0.6	0.2	2.8	3.0	1.7
10	4.5	10.4	1.4	6.6	1.8	0.5	1.6	0.3	1.6	0.3	0.9	0.1	1.0	0.1	0.7	2.0	31.1	24.7	5.9	1.0	0.9	0.3	2.3	4.5	0.4
11	13.3	27.2	3.4	14.4	3.0	0.6	3.1	0.6	3.5	0.7	2.0	0.3	1.9	0.3	4.8	2.6	74.3	61.3	12.4	1.0	0.6	0.2	2.0	7.0	1.8
12	13.5	29.4	3.7	16.9	4.3	0.7	3.8	0.6	3.8	0.9	2.4	0.4	2.4	0.4	5.8	2.6	83.2	67.8	14.7	1.0	0.5	0.2	2.2	5.6	2.2
13	20.1	42.7	5.1	24.2	4.7	0.7	4.9	0.8	6.3	1.2	4.1	0.7	4.3	0.7	7.0	3.9	120. 5	96.8	23.0	1.0	0.5	0.2	2.1	4.7	1.8
14	3.6	7.1	0.8	3.6	0.7	0.2	0.5	0.1	0.6	0.1	0.4	0.1	0.3	0.1	1.5	2.4	18.2	15.8	2.2	1.0	0.9	0.2	2.0	12.0	0.6
15	7.7	16.9	2.2	9.8	2.0	0.3	1.5	0.3	1.6	0.3	1.2	0.2	1.4	0.1	5.7	2.7	45.5	38.6	6.6	1.0	0.6	0.2	2.2	5.5	2.1
16	3.0	6.1	0.9	3.9	0.6	0.2	0.6	0.1	0.8	0.1	0.4	0.1	0.4	0.1	0.9	2.3	17.3	14.5	2.6	0.9	0.9	0.3	2.0	7.5	0.4
17	6.1	13.2	1.7	9.3	2.1	0.7	2.2	0.4	2.1	0.5	1.3	0.2	1.2	0.2	1.1	1.5	41.2	32.4	8.1	1.0	0.9	0.3	2.2	5.1	0.7
18	4.3	9.3	1.3	5.9	1.4	0.4	1.6	0.2	1.7	0.3	1.0	0.1	0.8	0.1	1.0	1.8	28.4	22.2	5.8	1.0	0.9	0.3	2.2	5.4	0.6
19	2.4	4.8	0.6	2.9	0.8	0.3	0.8	0.1	0.6	0.1	0.4	0.1	0.6	0.1	0.7	2.1	14.6	11.5	2.8	1.0	1.0	0.3	2.0	4.0	0.3
20	1.5	2.9	0.4	1.9	0.5	0.2	0.4	0.1	0.5	0.1	0.3	0.1	0.3	0.1	0.3	3.0	9.3	7.2	1.9	0.9	1.0	0.3	1.9	5.0	0.1
21	1.4	2.9	0.3	1.7	0.5	0.2	0.4	0.1	0.4	0.1	0.3	0.1	0.2	0.1	0.3	3.1	8.7	6.8	1.7	1.1	1.3	0.4	2.1	7.0	0.1
22	7.5	16.4	2.1	8.9	1.9	0.5	1.9	0.3	1.7	0.5	1.1	0.2	1.0	0.1	1.8	2.4	44.1	36.8	6.8	1.0	0.8	0.3	2.2	7.5	0.8
23	11.0	24.0	3.2	14.6	3.5	1.0	3.4	0.5	3.4	0.7	2.1	0.3	1.7	0.3	2.9	1.4	69.7	56.3	12.4	1.0	0.9	0.3	2.2	6.5	2.1

24	5.3	10.1	1.5	6.6	1.2	0.6	1.4	0.2	1.7	0.3	0.8	0.1	0.8	0.1	1.0	0.4	30.7	24.7	5.4	0.9	1.4	0.5	1.9	6.6	2.5
25	9.4	21.2	2.5	12.1	2.6	0.5	2.5	0.4	2.2	0.5	1.6	0.2	1.6	0.2	2.8	2.5	57.5	47.8	9.2	1.1	0.6	0.2	2.3	5.9	1.1
26	1.4	3.5	0.4	1.6	0.3	0.1	0.3	0.1	0.3	0.1	0.2	0.1	0.2	0.1	0.5	3.3	8.7	7.2	1.4	1.1	0.5	0.2	2.5	7.0	0.2
27	11.0	24.1	2.9	14.7	3.3	0.7	3.1	0.5	2.9	0.6	1.7	0.3	1.8	0.3	2.0	3.0	67.9	56.0	11.2	1.0	0.6	0.2	2.2	6.1	0.7
28	11.9	25.2	3.3	15.5	3.4	0.6	3.5	0.6	4.4	0.8	2.8	0.4	2.6	0.4	2.5	2.8	75.4	59.3	15.5	1.0	0.6	0.2	2.1	4.6	0.9
29	10.2	20.3	3.0	13.5	2.8	0.5	3.0	0.5	3.5	0.8	2.1	0.3	2.4	0.4	2.5	3.5	63.3	49.8	13.0	0.9	0.5	0.2	2.0	4.3	0.7
30	11.2	24.6	3.2	14.3	2.9	0.9	3.2	0.4	3.3	0.6	1.9	0.3	1.7	0.3	3.3	1.3	68.8	56.2	11.7	1.0	0.9	0.3	2.2	6.6	2.5
31	8.0	17.0	2.3	11.2	2.0	0.6	2.3	0.3	2.1	0.5	1.3	0.2	1.3	0.1	2.5	1.0	49.2	40.5	8.1	1.0	0.9	0.3	2.1	6.2	2.5
32	6.4	12.6	1.7	7.6	1.8	0.5	1.6	0.3	1.6	0.3	0.9	0.1	1.1	0.2	1.4	1.0	36.7	30.1	6.1	0.9	0.9	0.3	2.0	5.8	1.4

\*чтобы делать расчет Ce/Ce\* и Eu /Eu\*, массовые доли La, Pr, Ce, Sm, Eu и Gd нормализованы относительно хондрита (McDonough, Sun, 1995)

\*\* Предел обнаружения для всех исследуемых элементов составляет 0,1 мг/кг, за исключением Eu-0,05 мг/кг

Таблица 4-5: среднее значение для каждого объекта

Объект	La	Ce	Pr	Nd	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu	Th	U	$\Sigma RE_E$	$\Sigma LRE_E$	$\Sigma HRE_E$	Ce/Ce*	Eu/Eu*	Eu/Sm	Ce/La	(La/Yb) <sub>N</sub>	Th/U
Южная Сафага	9.83	20.6	2.4 7	11	2.0 7	0.5 7	1.8 3	0.3	1.7	0.3 7	1	0.1 7	0.9 7	0.1	2.9 0	2.3 3	52.97	45.97	6.43	1.01	0.89	0.28	2.1	4.23	1.24
Абу-Гусун	0.8	1.65	0.2	0.85	0.3	0.0 5	0.1 5	0.1	0.1 5	0.1	0.1 5	0.1	0.1	0.1	0.1 5	2.9 5	4.8	3.8	0.95	1	0.81	0.19	2.12	4.71	0.05
Вад Эль-Гемаль	7.27	17.7 3	2	9.63	2.0 7	0.6 2	1.9 7	0.3	2.0 3	0.4	1.1 7	0.1 7	1.0 3	0.1 7	1.3 7	1.4 7	46.55	38.7	7.23	1.19	0.93	0.29	2.57	4.43	0.93
Колан	10.4	27.8	4.1	20.9 5	5.4 5	1.1 2	5.3	0.9	5.5	1.1 5	3.2 5	0.5	3.2 5	0.4	1.6 5	1.7 5	90.07	68.7	20.25	1.02	0.75	0.24	2.54	2.17	0.94
Шарм-эль-Бахари	15.6 3	33.1	4.0 7	18.5	4	0.6 5	3.9 3	0.6 7	4.5 3	0.9 3	2.8 3	0.4 7	2.8 7	0.4 7	5.8 7	3.0 3	92.65	75.3	16.7	1	0.51	0.17	2.12	5.43	1.93
Гемша	5.65	12	1.5	6.7	1.3 5	0.2 5	1	0.2	1.1	0.2	0.8	0.1 5	0.8 5	0.1	3.6 0	2.5 5	31.85	27.2	4.4	1	0.73	0.2	2.08	4.79	1.41
Абу-Дабаб	3.95	8.35	1.1 3	5.5	1.2 3	0.3 7	1.3	0.2	1.3	0.2 5	0.7 8	0.1 3	0.7 5	0.1 3	0.9 3	1.9 3	25.35	20.15	4.83	0.95	0.9	0.3	2.09	3.58	0.48
Вади Лахми	3.47	7.4	0.9 3	4.17	0.9 7	0.2 9	0.9	0.1 7	0.8 7	0.2 3	0.5 7	0.1 3	0.5	0.1	0.8 0	2.8 3	20.69	16.93	3.47	1	1.05	0.32	2.06	3.70	0.28
Хамата	8.15	17.0 5	2.3 5	10.6	2.3 5	0.7 9	2.4	0.3 5	2.5 5	0.5	1.4 5	0.2	1.2 5	0.2	1.9 5	0.9 0	50.19	40.5	8.9	0.92	1.13	0.39	2.04	3.30	2.17
Куэй	5.4	12.3 5	1.4 5	6.85	1.4 5	0.2 9	1.4	0.2 5	1.2 5	0.3	0.9	0.1 5	0.9	0.1 5	1.6 5	2.9 0	33.09	27.5	5.3	1.09	0.57	0.19	2.38	4.08	0.57
Эль-Хамравейн	11.0 3	23.2	3.0 7	14.5 7	3.1 7	0.5 9	3.2	0.5 3	3.6	0.7 3	2.2	0.3 3	2.2 7	0.3 7	2.3 3	3.1 0	68.86	55.03	13.23	0.96	0.57	0.19	2.1	6.88	0.75
Марса Хумира	8.53	18.0 7	2.4	11.0 3	2.2 3	0.6 5	2.3 7	0.3 3	2.3 3	0.4 7	1.3 7	0.2	1.3 7	0.2	2.4 0	1.1 0	51.55	42.27	8.63	0.96	0.86	0.29	2.1	4.52	2.18

Таблица 4-6: описательная статистика для редкоземельных элементов

Элемент	Среднее	Медиана	SD	Минимум	максимум	Skewness	Kurtosis	Statistic	p-value	PAAS (Taylor, McLennan, 1985)	NASC (Gromet et al. , 1984)	(Khadijehl et al. , 2009)	(Mir, 2015)
La	7.62	7.85	4.76	0.60	20.10	0.48	0.03	0.96	0.271	38.0	31.1	21.7	46.8
Ce	16.73	16.65	10.92	1.40	45.20	0.72	0.62	0.94	0.063	80.0	66.7	29.2	69.0
Pr	2.14	2.05	1.47	0.20	6.80	1.06	2.05	0.92	0.023	8.9	7.9	ND	10.7
Nd	10.02	9.35	7.26	0.70	35.30	1.41	3.61	0.89	0.003	32.0	27.4	22.5	39.3
Sm	2.19	1.95	1.72	0.20	9.10	2.14	7.40	0.82	0.000	5.6	5.6	6.4	8.0
Eu	0.52	0.53	0.33	0.05	1.72	1.38	4.40	0.88	0.002	1.1	1.2	1.6	1.6
Gd	2.13	1.75	1.74	0.10	9.00	2.04	6.79	0.83	0.000	4.7	5.2	ND	6.0
Tb	0.35	0.30	0.28	0.10	1.50	2.34	8.20	0.77	0.000	0.8	0.9	ND	1.1
Dy	2.23	1.70	1.91	0.10	9.40	2.01	5.68	0.82	0.000	4.4	6.0	2.0	7.0
Ho	0.47	0.35	0.40	0.10	2.00	2.09	6.37	0.80	0.000	1.0	1.0	ND	1.5
Er	1.36	1.05	1.17	0.10	5.60	1.94	4.94	0.82	0.000	2.9	3.4	ND	4.1
Tm	0.22	0.20	0.18	0.10	0.90	2.37	6.53	0.69	0.000	0.4	0.4	ND	0.8
Yb	1.33	1.05	1.17	0.10	5.50	1.96	4.90	0.82	0.000	2.8	3.1	1.9	4.9
Lu	0.21	0.10	0.16	0.10	0.70	1.89	3.41	0.69	0.000	0.4	0.5	ND	0.8
Th	2.15	1.80	1.75	0.10	7.00	1.21	1.06	0.88	0.00	12.3	10.7	16.3	11.5
U	2.23	2.40	0.87	0.40	3.90	-0.35	-0.58	0.97	0.46	2.7	2.8	ND	4.1
$\Sigma$ REE	47.54	44.38	32.74	4.05	149.02	1.10	1.96	0.92	0.017	183.0	160.3	85.1	201.4
$\Sigma$ LREE	38.71	37.85	25.77	3.10	112.70	0.87	1.15	0.93	0.044	164.5	138.7	81.2	81.2
$\Sigma$ HREE	8.31	6.60	6.95	0.90	34.60	2.03	5.82	0.82	0.000	17.4	20.4	3.9	3.9
Ce/Ce*	1.01	0.99	0.10	0.87	1.48	3.07	13.79	0.71	0.000	1.1	1.0	0.6	0.7
Eu/Eu*	0.81	0.85	0.23	0.45	1.41	0.44	0.31	0.93	0.034	0.7	0.7	0.8	0.7
Eu/Sm	0.26	0.27	0.08	0.13	0.50	0.77	2.00	0.92	0.026	0.2	0.2	0.3	0.3
Ce/La	2.18	2.13	0.26	1.90	3.20	2.39	7.32	0.77	0.000	2.1	2.1	1.3	1.3
La/Yb	6.66	6.13	2.15	2.96	12.00	0.80	0.09	0.93	0.032	13.6	10.2	11.9	11.9
Th/U	1.14	0.82	0.84	0.03	2.54	0.27	-1.42	0.91	0.01	4.6	3.8	ND	3.2

Был рассчитан тест на нормальность Шапиро – Уилка (Shapiro, Wilk, 1965), где P-value = 0.05. Результаты показывают, что с вероятностью 95% ( $p \leq 0,05$ ), из 14 REE есть только два элемента, которые нормально распределены, а именно: La и Ce, в то время как остальные элементы распределены ненормально. Полученные результаты нормализуются до соответствующих значений хондритов, сообщаемых (McDonough, Sun, 1995), Североамериканский сланцевый композитный NASC (Gromet et al. , 1984), и постархейский австралийский сланцевый PAAS (Taylor, McLennan, 1985). Результаты разной нормализации отображены на Рисунок 4-12 (A - C).

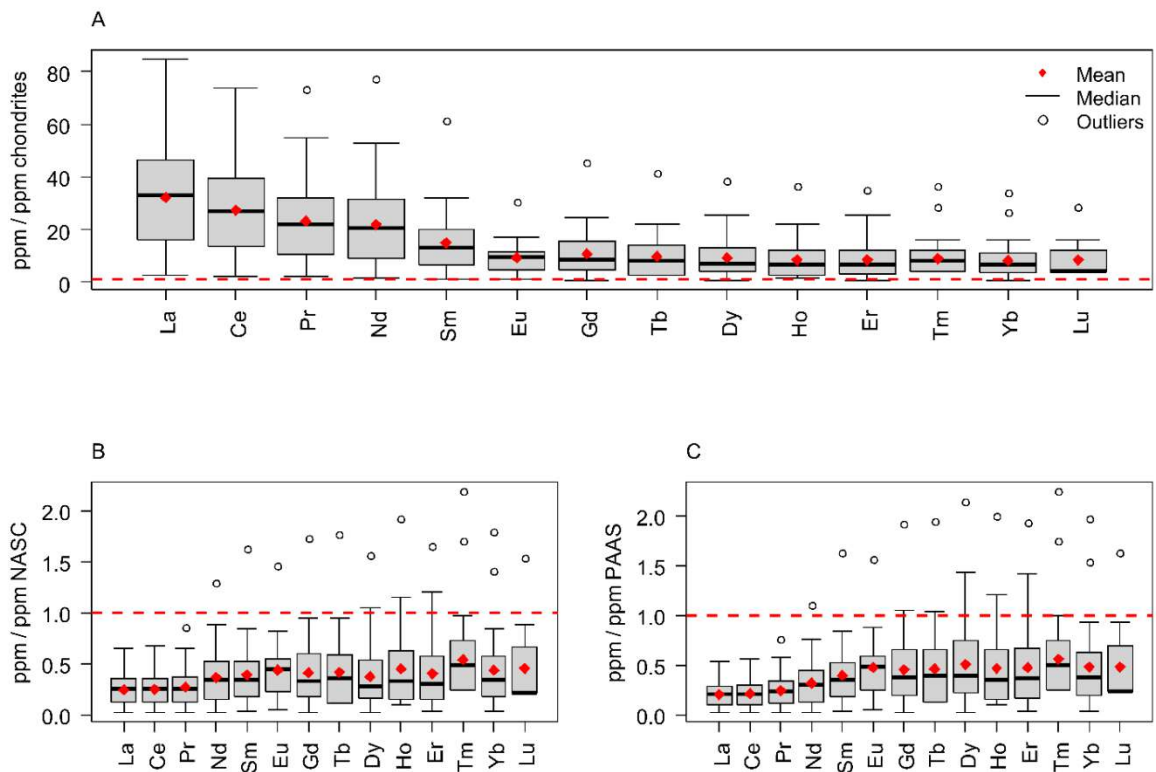


Рисунок 4-12: рисунок иллюстрирует нормализованные концентрации 14 REE для хондритов, NASC и PAAS.

Из рисунка следует, что La и Ce распределены нормально, поскольку их среднее значение и медиана совпадают. Об этой особенности свидетельствуют

полученные результаты по асимметрии (skewness) и эксцессу (kurtosis), как показано в таблице 4-6.

. Сравнение полученных результатов с соответствующими значениями для редкоземельных элементов показывает значительное обогащение в случае хондритов Рисунок 4-12 А). Напротив, в случае NASC и PAAS, как показано на Рисунок 4-12 В и С), соответственно. Содержание редкоземельных элементов может быть указано в порядке убывания: *Шарм-эль-бахари* > *Колан* > *Эль-Хамравейн* > *Южная Сафага* > *Марса Хумира* > *Хамата* > *Вади-Эль-Гемаль* > *Куэй* > *Гемша* > *Абу-Дабаб* > *Вади Лахми* > *Абу-Гусун*.

Содержание редкоземельных элементов колеблется от минимального значения 4,8 для района Абу-Гусун до максимального значения 92,7 для района Шарм-эль-Бахари со средним значением 47,6 мг/кг. Массовая доля редкоземельных элементов значительно ниже, чем сообщенные значения PAAS по Taylor, McLennan (1985) 183 мг/кг, NASC по Gromet et al. (1984) 160,3 мг/кг, отложения с берегов Малайзии по Khadijehl et al. (2009) 85,1 мг/кг и архейские сланцы из Индии по Mir (2015) 201,4 мг/кг. Аналогичным образом, содержание легких редкоземельных элементов (LREE) колеблется от 3,8 до 75,3 при среднем значении 38,7 мг/кг для тех же районов, соответственно. Это немного отличается в случае тяжелых (HREE), где их содержание колеблется от 0,95 для Абу-Гусуна до 20,25 мг/кг для Колана со средним значением 8,3 мг/кг. Сравнение показывает, что содержание HREE почти выше, чем указано (Khadijehl et al. , 2009) и (Mir, 2015) 3,9 мг/кг. Однако отмечается, что он в два раза ниже, чем те, о которых сообщили Taylor, McLennan (1985), 17,4 мг/кг и (Gromet et al. , 1984), 20,4 мг/кг, соответственно. На Рисунок 4-13 показаны пропорции в процентах концентраций REE, LREE и HREE в изученных морских отложениях. Очевидно, что концентрации LREE являются доминирующими там, где самый высокий показатель отмечен для южной Сафаги-44%. В то время как самый низкий показатель был зарегистрирован в районе Колана-38%. Аналогичным образом,

концентрации HREE варьируются от 6% для Южной Сафаги до 11% для Колана. Можно сослаться на то, что обогащение LREE значительно по сравнению с HREE.

Для изучения закономерностей распределения  $\Sigma$ REE,  $\Sigma$ LREE и  $\Sigma$ HREE использовалась технология ArcGIS. Распределение элементов было интерполировано с использованием технологии ГИС, основанной на методе обратного взвешивания расстояний IDW (inverse distance weighting), как показано на картах пространственного распределения на Рисунок 4-14 (А-С). Из пространственных карт видно, что пиковые значения находятся в одном и том же районе Шарм-эль-Бахари. В данном районе наблюдается активное строительство прибрежных дорог, развитие туризма, добыча фосфатов, что обуславливает наличие таких высоких массовых долей (Badawy et al. , 2018).

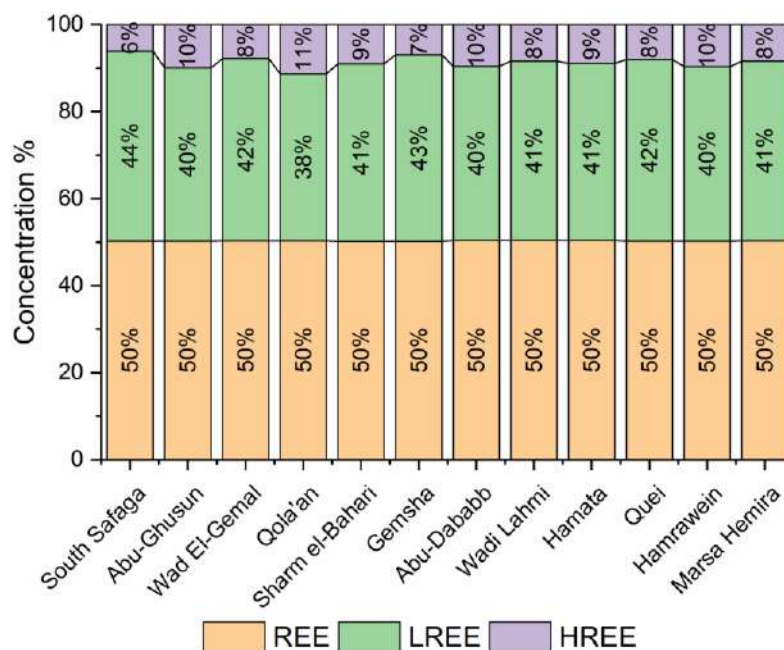


Рисунок 4-13: гистограмма иллюстрирует пропорции REE в морских отложениях

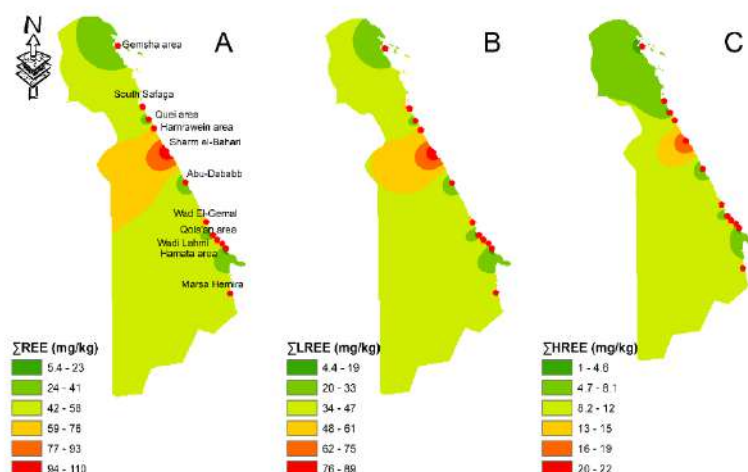


Рисунок 4-14: закономерности распределения REE, LREE и HREE

Содержание Th (мг/кг) в исследованных морских отложениях равно  $2,15 \pm 1,75$  мг/кг и колеблется от 0,1 до 7 мг/кг, в то время как содержание U (мг/кг) составляет  $2,23 \pm 0,87$  и колеблется от 0,4 до 3,9 мг/кг. Полученные результаты сравниваются с результатами, взвешенными по всему миру, и соотношение Th/U  $\approx 1$ , по-видимому, меньше, чем сообщается Viers et al. (2009) 3.7, Martin, Meybeck (1979) 4.7, Savenko (1986) 4.2, Rudnick, Gao (2014) 3.9 в UCC и Badawy et al. (2017) 4.8 мг/кг.

В этих районах наблюдается снижение Th/U из-за снижения содержания Th, поскольку основными источниками этих элементов, вероятно, являются выщелачивание из местных гранитных пород и фосфатных производств, а выходы горных пород считаются незначительными запасами (Uosif, El-Taher, 2008; Madkour et al. , 2012; Harb et al. , 2016; El-Taher, Al-Zahrani, 2014). Аналогичным образом, технология ГИС использовалась для интерполяции содержания Th и U наряду с прибрежными районами египетского побережья Красного моря. На Рисунок 4-15 (А и В) показаны карты пространственного распределения Th и U на основе интерполяции данных с обратным весовым расстоянием (IDW).



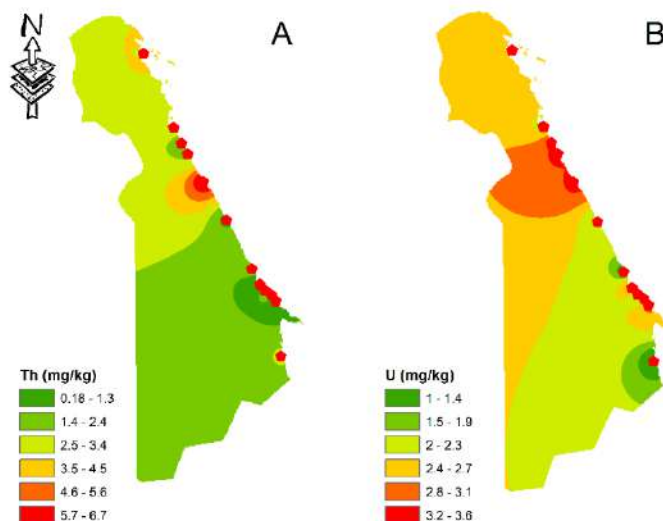


Рисунок 4-15: закономерности распределения Th и U на основе метода взвешивания обратных расстояний (IDW).

По-видимому, в районе Шарм-эль-Бахари и Колана имеется значительное количество U, а на севере - небольшое количество. Область Шарм-эль-Бахари характеризуется повышенным содержанием Th и U, как показано на Рисунок 4-15 соответственно. Общее замечание состоит в том, что более низкий Th/U в зарослях может указывать на конкуренцию за Th с минералами с высоким содержанием Th (монацит, алланит и т. Д.) (Möller et al., 2003).

В нашем исследовании REE, LREE и HREE показывают значительные положительные коэффициенты корреляции 0,72, 0,75 и 0,59 с Th, соответственно. Коэффициенты LREE/Th и HREE/Th рассчитываются как 12,3 и 2,6 соответственно. Эти результаты почти совпадают по сравнению с теми, о которых сообщили Khan et al. (2018) для LREE. Однако для HREE наблюдается слабая положительная корреляция с Th, и это противоречит тому, что сообщается Khan et al. (2018), как показано на Рисунок 4-16

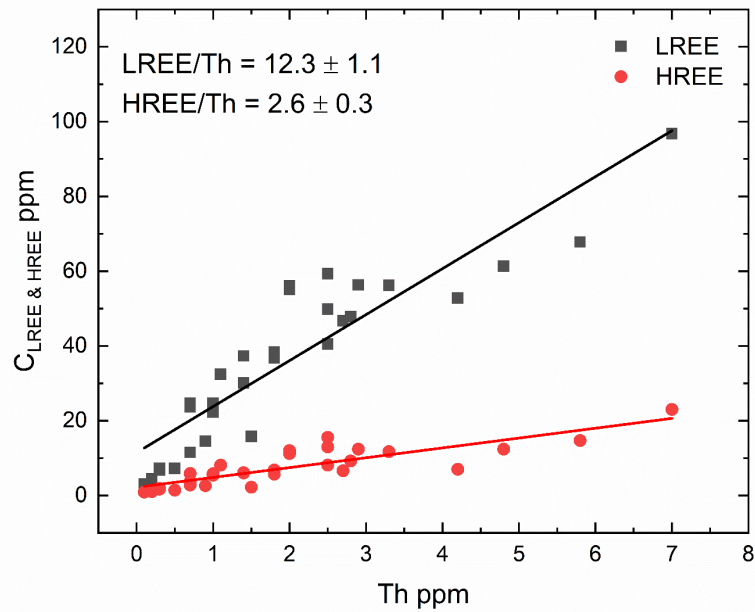


Рисунок 4-16: Сравнение содержания Th с LREEs и HREEs

Это противоречие может быть объяснено снижением соотношения Th/U на 1,1 по сравнению с теми, о которых сообщалось в литературе. Напротив, для U были извлечены значимые отрицательные коэффициенты корреляции с REE, LREE и HREE. Соответственно, значительные положительные корреляции LREEs с Th и пониженным соотношением Th/U указывают на то, что содержание REE, Th и U в морских отложениях в основном определяется минералами, обогащёнными U, такими как циркон, а не минералами, обогащёнными Th, такими, как монацит.

### 4.2.3 Статистический анализ результатов

#### 4.2.3.1 Результаты метода главного компонента PCA

Анализ главных компонент PCA и иерархическая кластеризация по главным компонентам функции НСПС использовались для визуализации и группировки областей, загрязнённых металлами. (Husson et al., 2010). Факторная карта, включающая 43 элемента исследований, основанных на преобразовании центрированного логарифмического отношения (CLR-transformation) в результате анализа PCA, проиллюстрирована на Рисунок 4-17

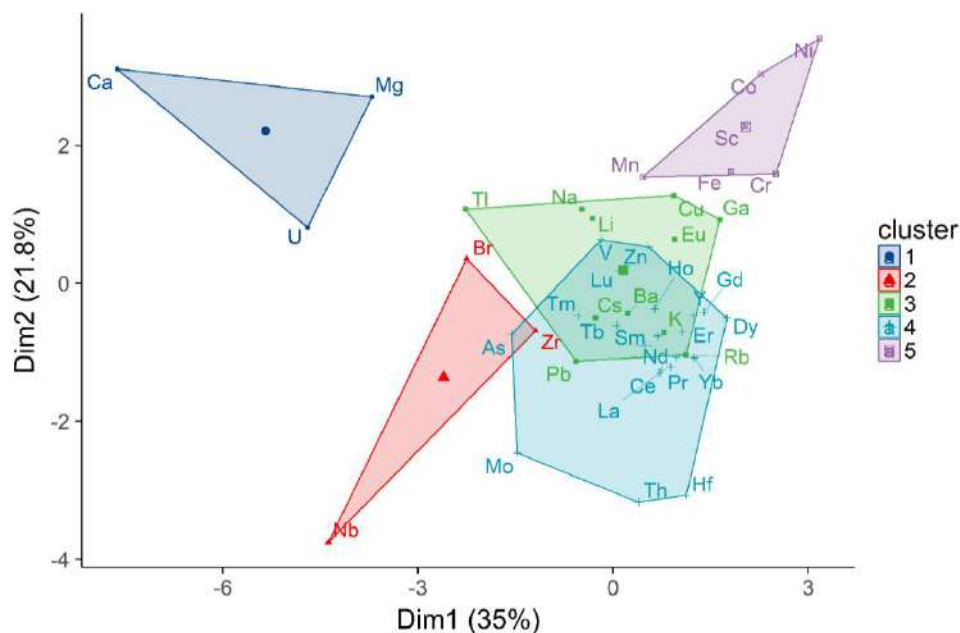


Рисунок 4-17: Факторная карта, включающая все 43 исследованных элемента, основанная на преобразовании центрированного логарифмического отношения

Полученные результаты выявили 5 кластеров. Три кластера из пяти иннервируются. Элементы группируются по кластерам следующим образом. 1-й кластер содержит Ca, Mg и U, и это можно объяснить повышенными концентрациями Ca и Mg и коэффициентом корреляции  $\approx 0,64$ . Значительная концентрация U обусловлена выветриванием почвы в восточной части Египта. Почва в этих районах характеризуется высоким содержанием три-фосфата и значительным количеством фосфатных шахт и каротажа нефтяных скважин (AOIDM, 2003). 2-й кластер содержит Br, Nb и Zr. Источником брома является выветривание с моря, поскольку он является галогеном, а высокая растворимость иона бромида ( $\text{Br}^-$ ) привела к его накоплению в океанах. В то время как корреляция между Zr-Nb ( $r = 0,75$ ) может возникать из-за сплавов, которые используются в промышленных целях в этих районах или неконтролируемой утилизации отходов. Zr слегка мешает 4-му кластеру, и это свидетельствует о накоплении не большого объема новых отложений, например, более высокие соотношения Zr/Sc связаны с обогащением цирконом из-за рециркуляции

осадочных пород (Hofer et al., 2013; McLennan et al., 1993). Как изображено на Рисунок 4-18, отношение Th/Sc по сравнению с Zr/Sc показывает небольшое обогащение циркона (соотношение Zr/Sc). Однако корреляция для этих соотношений в изученных морских отложениях небольшая, и эта взаимосвязь интерпретируется как обусловленная вариациями состава происхождения (смешное происхождение морских отложений) (Arafa et al. , 2015; McLennan et al., 1990).

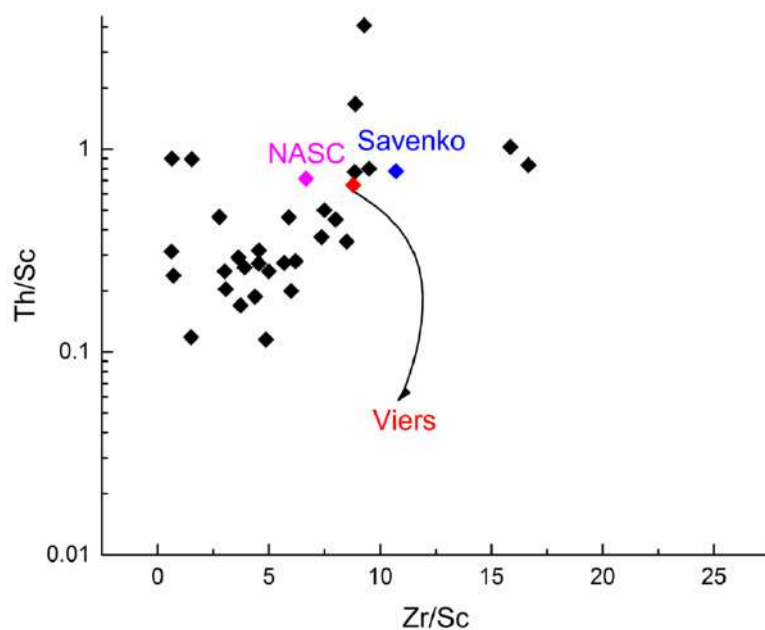


Рисунок 4-18: График Th/Sc vs Zr/Sc, иллюстрирующий степень выветривания исследованных морских отложений

Результаты соотношения, полученные Viers et al. (2009); Savenko (1986) и Gromet et al. (1984), были приведены для сравнения. 3-й кластер включает 11 элементов, а именно: Pb, Rb, K, Ba, Cs, Li, Na, Tl, Cu, Eu и Ga. Он интерферируется с четвертой группой, и это может быть объяснено распределением редкоземельных элементов REE в обоих кластерах, поскольку они имеют сходные геохимические особенности. 4-й кластер состоит в основном из REE и тяжелых редкоземельных элементов HREE, а именно: Mo, Th, Hf, La, Ce, P, Yb, Nd, Sm, Tb, Tm, As, Lu, Ho, V, Y, Er, Dy, Gd и Zn. На самом деле, это общепринятая картина REE, когда они сгруппированы в один кластер. 5-й кластер

включает 6 элементов, а именно: Cr, Fe, Mn, Sc, Co и Ni. Эти элементы являются типичными элементами УСС верхней континентальной коры. Соответственно, можно утверждать, что в данном исследовании в морских отложениях нет выщелачивания или обогащения элементами и антропогенное воздействие не замечено.

Для того, чтобы иметь возможность классифицировать и группировать исследуемые области в соответствии с их симметрией в текстуре изучаемых морских отложений и концентрацией элементов, была построена дендрограмма, иллюстрирующая хорошие корреляции между исследованными областями, как показано на Рисунок 4-19. Дендрограмма указывает на образование 5 групп, интерпретируемых следующим образом: 1-й кластер содержит 5 районов, Вади Эль-Гемаль, Абу-Дабаб, Вади Лахами, Марса Хумира и Хамата. Общей чертой этих районов является цвет морских отложений, изменяющийся от коричневого до темнокоричневого, что может быть связано с повышенным содержанием ферромагнитных элементов, высокими и здоровыми мангровыми деревьями. 2-й кластер состоит из 3 областей: Куэй, Гемша и Южная Сафага. Эти районы характеризуются коричневым или темнокоричневым цветом отложений, их пляжные отложения смешаны из наземных и биогенных материалов и высокой плотностью мангровых деревьев. 3-й кластер включает 2 района - а Шарм-эль-Бахари и Хамравейн. Как отмечалось ранее, район Хамравейн является одной из старейших фосфатных гаваней на египетском побережье Красного моря. Последние два кластера — это Колан и Абу-Гусун, и, похоже, общих черт между ними и другими районами не замечено (Mohamed et al., 2011).

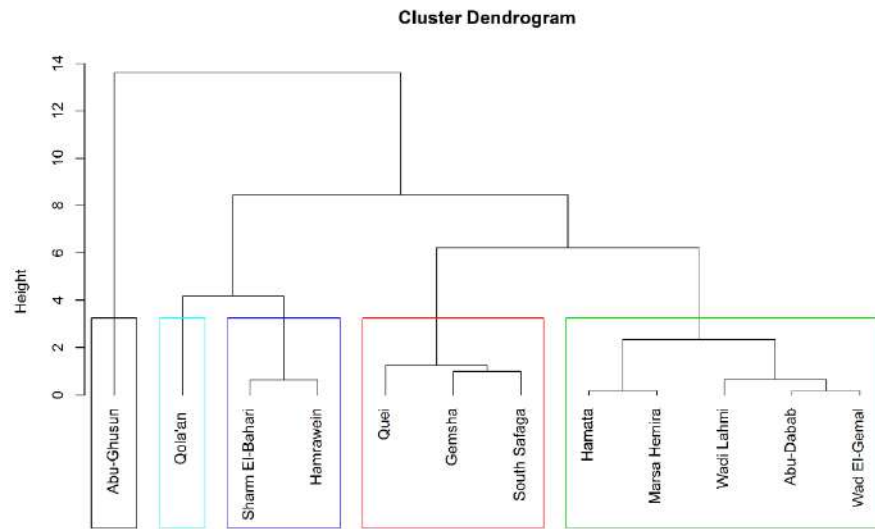


Рисунок 4-19: дендрограмма, включающая все 12 исследованных областей, основанная на преобразовании центрированного логарифмического отношения

Аналогичным образом метод главных компонент был применён для изучения редко земельных элементов. PCA был приведен на основе новой матрицы (31×8) (31 образцов морских отложений, 8 REE) был учтен 0.1 (68.7%), 0.02 (11.3%), и 0,01 (7,1%) собственных значений и процент дисперсии (в скобках) для первых трех компонент ПК, соответственно.

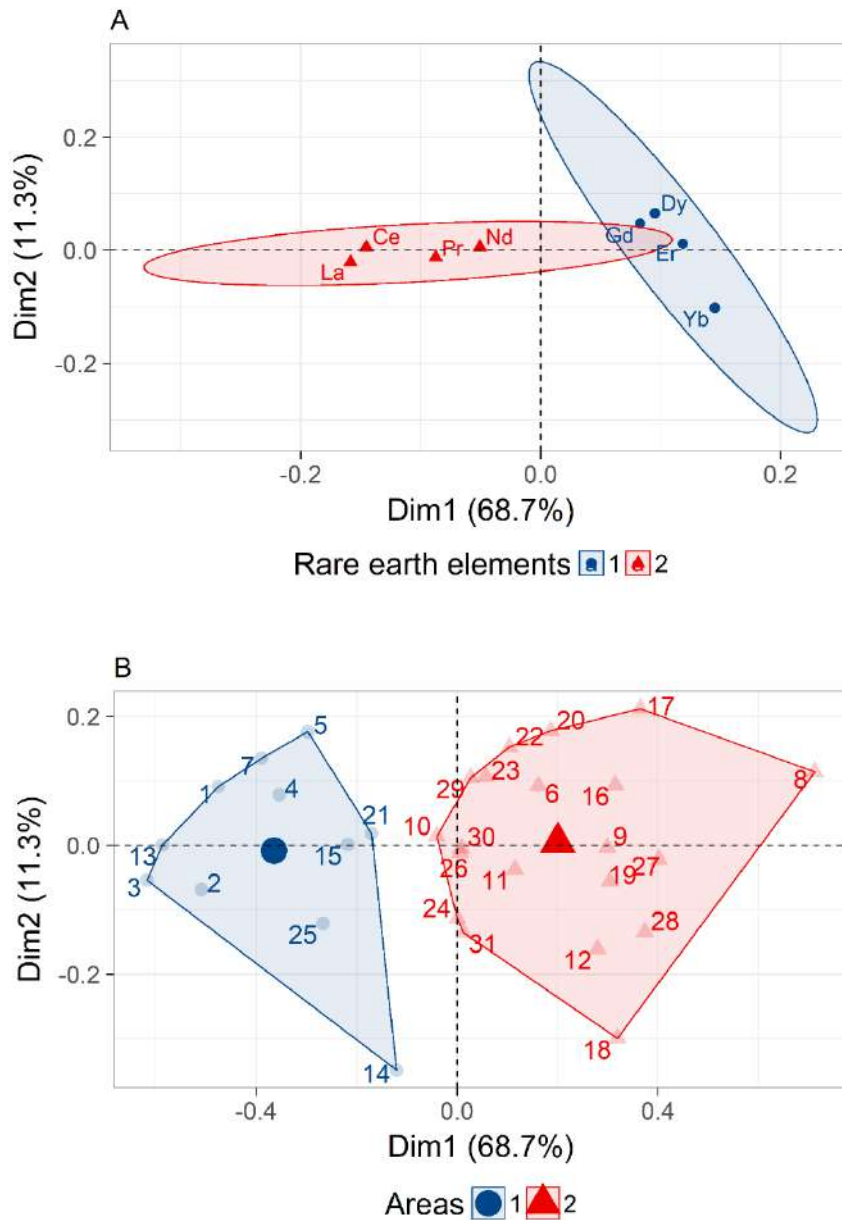


Рисунок 4-20: результаты PCA некоторых выбранных областей (А) и соответствующие результаты точек сбора (В).

- Первые два РС (ГК) были построены и сгруппированы на основе предложенного количества кластеров методом k-средних. Результаты PCA представлены на Рисунок 4-20. Как видно на Рисунок 4-20 А) образовались две группы. Первый кластер содержит Dy, Gd, Er и Yb, эти элементы классифицируются как тяжёлые редкоземельные элементов HREE. В то

время как второй кластер включает La, Ce, Pr и Nd, и этот набор элементов рассматривается как легкие редкоземельных элементов LREE. Таким образом, метод главных компонент PCA и кластерный анализ CA являются мощными многомерными статистическими инструментами для классификации и группировки элементов на основе их геохимической симметрии. Также данные были исследованы на основании мест пробоотбора. Очевидно, что на Рисунок 4-20 В) выявлены два кластера. Эти два кластера можно объяснить следующим образом 1-й кластер включает 11 локаций, а именно; 1, 2, 3, 4, 5, 7, 13, 14, 15, 21, и 25. Очевидно, что места были правильно выделены в соответствии с общими чертами этих мест. Кроме того, порядок расположения населенных пунктов в первом кластере свидетельствует о симметрии элементного состава ближайших морских отложений. Это может быть связано с наличием отложений светло-коричневого цвета, добычей нефти и газа, строительством прибрежных дорог, дорожными работами и развитием туризма в сгруппированных районах, а именно: Южная Сафага, Вади Эль-Гемаль, Вади Лахми и Куэй (Badawy et al. , 2018).

- 2-й кластер содержит 20 мест, а именно., 6, 8, 9, 10, 11, 12, 16, 17, 18, 19, 20, 22, 23, 24, 26, 27, 28, 29, 30, и 31. Эти места состоят в основном из пяти районов, а именно: Хамата, Абу-Дабабб, Колан, Хамравейн и Шарм-эль-Бахари. Эти районы характеризуются добычей фосфатов. Морской порт для перевозки фосфатов расположен в Шарм-эль-Бахари.

Было отмечено, что содержание Th и U почти равно (2,15 и 2,23 мг/кг соответственно), а значение соотношения Th/U приблизительно равно 1, и это связано с уменьшением значений Th. Технология ГИС (GIS) показывает закономерности распределения REE, LREE и HREE, а пиковый регион -Шарм-эль-Бахари. Аналогичным образом, было обнаружено, что пиковые области распределения Th и U находятся в Шарм-эль-Бахари и Колаане. Значительные



положительные корреляции LREEs с Th и сниженным значением отношения Th/U указывают на то, что содержание REE, Th и U в морских отложениях в основном определяется минералами, обогащенными U, такими как циркон, а не минералами, обогащенными Th, такими как монацит. PCA выделил два кластера, в которых он разделил REE на LREE и HREE, а также изученные области общих признаков.

### **4.3 ЭЛЕМЕНТНЫЙ СОСТАВ МОРСКИХ ОТЛОЖЕНИЙ ПРИБРЕЖНЫХ АКВАТОРИЙ СРЕДИЗЕМНОГО МОРЯ**

#### **4.3.1 Элементный состав**

В общей сложности в 99 пробах были определены 39 элементов поверхностных отложений, собранных в трех секторах (Рас-Эльбар, Эльбруллус и Рашид) в прибрежных районах Египта в Средиземном море, как показано на карте Рисунок 2-4. Среднее значение, стандартное отклонение, минимальная и максимальная массовые доли определяющих элементов в исследуемых образцах представлены в Таблица 4-7. Полученные массовые доли сравнивались с соответствующими значениями из литературы Rudnick, Gao (2014) для UCC и Li, Schoonmaker (2014) для континентального сланца и пелагической глины, соответственно.

Коэффициент вариаций CV % колеблется от 29 до 75 %, за исключением Fe, Mo, Sc, Lu, U, Zn, Dy, Sn, Cl, Cr, Ta, V, Hf, Zr, Th, Mn и Ti, который, как было рассчитано, составляет от 77 до 162% для сектора Эльбруллус. Кроме того, было рассчитано, что CV% превышает 75% для Mo, Sc, Tb, Sm, Dy, Nd, Zn, Mn, Fe, Br, Ce, La, V, Lu, Yb, Sn, Ta, Ti, U, Cr, Th, Hf и Zr для сектора Рас-Эльбар. Кроме того, в секторе Рашида коэффициент вариации CV % колеблется в пределах 25-72%, за исключением элементов, а именно Sr, Hf, Zr, As, Sb, Cl, Ca, Sn, Mo, Zn и Br, CV % был рассчитан в диапазоне от 83-207%.

Таблица 4-7: Среднее значение, стандартное отклонение, медиана, MAD, минимальная и максимальная массовые доли определяющих элементов в исследуемых образцах. Соответствующие значения из литературы были добавлены для целей сравнения. Все значения выражены в мг/кг. Подробная описательная статистика по каждому отдельному сектору представлена в дополнительных материалах

Элемент	Сред. знач. $\pm$ SE	Медиан $\pm$ MAD	Min-Max	Skew	Kurtosis	CV%	Statistic	p.value	UCC (Rudnick, Gao, 2014)	Shale (Li, Schoonmaker, 2014)	Pelagic Clay (Li, Schoonmaker, 2014)
Na	7967.9 $\pm$ 510	7440 $\pm$ 4240	1370-36000	2.3	8.8	64	0.818	1.1E-09	24258.6	5900	28000
Mg	15895.9 $\pm$ 814	15400 $\pm$ 8896	2140-38400	0.3	-0.4	51	0.973	3.9E-02	14953.9	15000	21000
Al	31410.8 $\pm$ 1331	32400 $\pm$ 14826	8450-65900	0.2	-0.7	42	0.976	6.2E-02	81510.7	88000	84000
Si	359622.2 $\pm$ 12447	383000 $\pm$ 154190	95600-631000	-0.2	-0.9	34	0.974	5.0E-02	311405	275000	250000
Cl	2002.3 $\pm$ 285	1440 $\pm$ 894	75-21700	5.3	31.6	142	0.437	1.0E-17	370	180	ND
K	6487 $\pm$ 338	6020 $\pm$ 3959	1560-16200	0.5	-0.4	52	0.953	1.3E-03	23244.2	26600	25000
Ca	23074.4 $\pm$ 2178	18700 $\pm$ 8599	2710-157000	4.2	21.7	94	0.580	2.2E-15	25657.5	16000	10000
Sc	9.8 $\pm$ 1	8 $\pm$ 5	0.6-70	3.8	22.6	88	0.699	5.9E-13	14	13	19
Ti	9089.2 $\pm$ 1716	4710 $\pm$ 3795	213-121000	5.0	27.8	188	0.430	7.9E-18	3835.79	4600	4600
V	108.1 $\pm$ 14	67 $\pm$ 67	6.7-1140	4.6	27.9	130	0.569	1.4E-15	97	130	120
Cr	160 $\pm$ 34	85 $\pm$ 74	4.3-3230	7.7	66.6	211	0.325	2.9E-19	92	90	90
Mn	636.2 $\pm$ 72	473 $\pm$ 270	62-5130	4.5	24.3	113	0.529	2.8E-16	774.46	850	6700
Fe	25465 $\pm$ 2894	21600 $\pm$ 14678	1930-267000	6.0	47.2	113	0.516	1.7E-16	39175.1	47200	65000
Co	11.7 $\pm$ 1	10 $\pm$ 7	1.1-69	2.6	13.2	79	0.802	3.3E-10	17.3	19	74
Ni	24.8 $\pm$ 2	23 $\pm$ 15	1.4-114	1.7	4.7	75	0.878	1.7E-07	47	50	230
Zn	42.5 $\pm$ 8	27 $\pm$ 22	2.4-542	5.3	29.5	186	0.373	1.2E-18	67	95	170
As	1.4 $\pm$ 0.1	1 $\pm$ 1	0.3-5.3	1.8	3.7	72	0.815	8.1E-10	4.8	13	20

Br	6.2±2	2±1	0.3-207	7.1	51.7	388	0.203	9.7E-21	1.6	20	ND
Rb	19.2±1	19±14	3.7-47	0.3	-1.0	54	0.945	4.2E-04	84	140	110
Sr	210.8±12	215±113	51-862	2.3	9.4	58	0.813	7.3E-10	320	170	180
Zr	494.3±159	136±120	27-14000	7.0	53.3	321	0.258	4.3E-20	193	160	150
Mo	0.7±0.1	0.41±0.25	0.1-6.5	3.8	16.7	131	0.542	4.6E-16	1.1	2.6	27
Sn	15.2±2	8.1±6.08	0.8-128	2.9	9.5	138	0.606	6.8E-15	2.1	3	4
Sb	0.14±0.01	0.12±0.06	0-0.8	3.6	18.9	71	0.686	3.1E-13	0.4	1.5	1
Cs	0.29±0.02	0.26±0.18	0.1-1.5	2.1	8.2	72	0.827	2.1E-09	4.9	5	6
Ba	278.8±12	307±128	70-577	0.1	-0.8	43	0.964	8.3E-03	628	580	2300
La	11.6±1	9±4	3.2-108	5.5	34.3	114	0.419	5.5E-18	31	43	42
Ce	31.3±4	25±13	7.5-301	5.9	36.1	124	0.366	1.0E-18	63	82	101
Nd	11.9±1	10±6	1.3-93	4.7	26.1	105	0.533	3.3E-16	27	33	43
Sm	2.87±0.22	2.24±0.98	0.8-14.4	3.2	13.2	75	0.669	1.3E-13	4.7	6.2	8.35
Eu	0.99±0.05	0.95±0.43	0.2-4.3	2.3	11.7	56	0.838	4.9E-09	1	1.2	1.85
Tb	0.48±0.04	0.4±0.18	0.1-3.6	5.1	33.2	85	0.541	4.5E-16	0.7	0.84	1.42
Dy	3.6±0.34	2.83±1.38	0.2-23.6	3.7	16.0	94	0.590	3.3E-15	3.9	4.7	7.4
Yb	1.94±0.29	1.53±0.74	0.3-28	7.8	67.2	147	0.329	3.3E-19	1.96	2.8	3.82
Lu	0.24±0.03	0.16±0.09	0-2.6	5.1	33.3	129	0.496	8.1E-17	0.31	0.42	0.55
Hf	12.4±3	3.7±3.16	1.1-258	5.8	36.5	267	0.317	2.3E-19	5.3	5	4.1
Ta	0.75±0.13	0.43±0.31	0-11.2	6.1	45.2	169	0.410	4.1E-18	0.9	1.3	1
Th	4±1	1.86±1.04	0.5-85	6.5	42.7	266	0.249	3.4E-20	10.5	12	13
U	0.83±0.15	0.44±0.22	0.2-12.7	6.1	42.1	180	0.360	8.2E-19	2.7	2.7	2.6

ND = Не обнаружено, \* MAD = среднее абсолютное отклонение

Как сообщается в Allajbeu et al. (2016), Hair et al. (2012), и Zhou et al. (2017), высокие значения CV ( $> 75\%$ ), положительная асимметрия ( $> 0$ ) и эксцесс ( $> 3$ ) объясняют высокую изменчивость этих элементов в прибрежных отложениях и, вероятно, указывают на ненормальное распределение. Это может быть объяснено влиянием других факторов на массовые доли элементов, таких как повышенные массовые доли, выбросы и меньшее количество собранных образцов, как в секторе Рашида. Массовые доли элементов были нормализованы к соответствующим значениям элементов в континентальных сланцах и проиллюстрированы на диаграмме как показано на Рисунок 4-21.

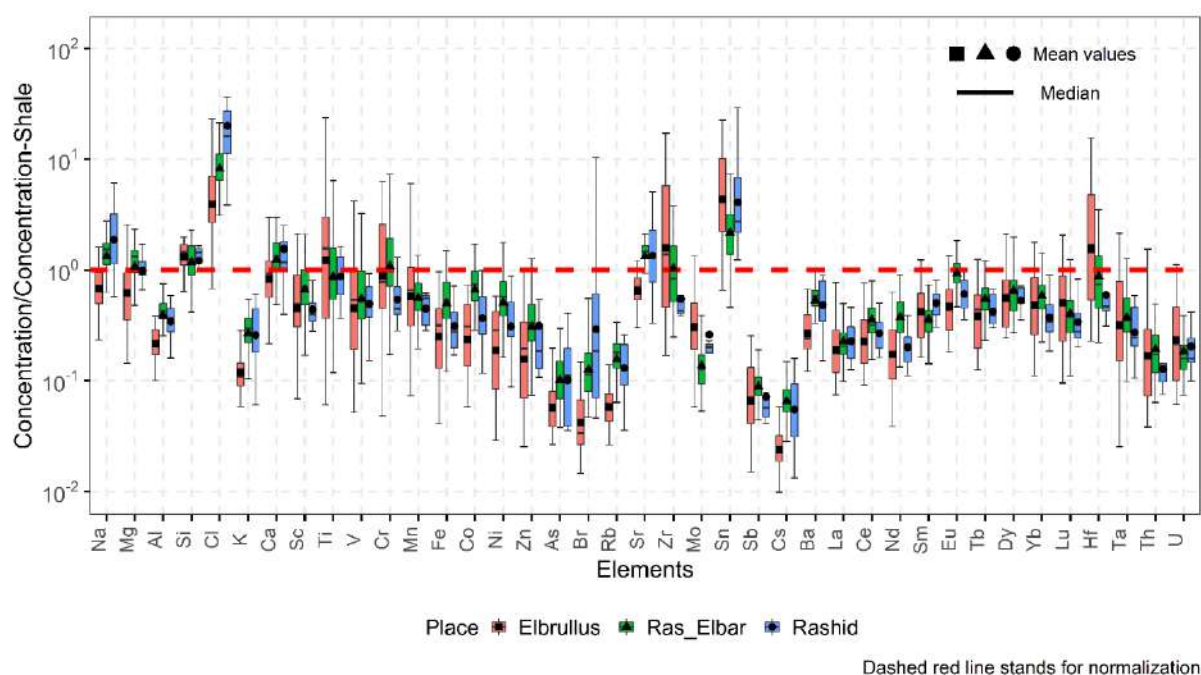


Рисунок 4-21: диаграмма, иллюстрирующая нормализованные массовые доли элементов в трех изученных секторах до соответствующих значений сланца

Очевидно, что элементы со значительными массовыми долями, а именно Na, Cl, Zr, Sn, Hf, Ti, Cr и Ca, Na и Cl являются морскими элементами и, скорее всего, их концентрация обусловлена выветриванием с моря. Полученный результат показал, что исследуемая территория пострадала от загрязнения Sn. Концентрация Ti, Zr и Hf была сопоставлена с данными, опубликованными на региональном уровне, и было установлено, что они выше, чем те (460, 0,2 и 0,85

мг/кг соответственно), о которых сообщили El-Sorogy et al. (2016). Повышенные массовые доли Cr по сравнению с таковыми (0,18 мг/кг), опубликованными El-Sorogy et al. (2016), в основном обусловлены удалением отходов в озере Эльбруллус.

Корреляционная матрица была построена на основе метода корреляции Пирсона. Результаты корреляции показывают различия, и коэффициент корреляции  $r$  колеблется от 0,7 до 0,85 для Al: Rb, K, Ni, Cs, Ba и Co; As: Sr, Cs; Br: Mo; Ca; Zn, Sr и Br. Коэффициенты корреляции  $r > 0,85$  были рассчитаны для Ce: Th, Nd, Hf, Tb и U; Cl: Br; Co: Ni и Eu; Cr: Yb, Ta, Zr, Fe, U, Lu и Tb; La:Ce; U: Yb, Lu, Hf, Ta и Th. Напротив, Si имеет отрицательный коэффициент корреляции почти со всеми остальными элементами. Корреляционная матрица была построена на Рисунок 4-22, где пробелы означают несущественное значение. Низкие корреляции отображаются горячими цветами (корреляции, близкие к -1, отображаются темно-красным цветом), в то время как высокие корреляции отображаются холодными цветами (корреляции, близкие к 1, отображаются темно-синим цветом). Матрица была построена со значимым уровнем  $p = 0,05$  и уровнем достоверности 0,95.

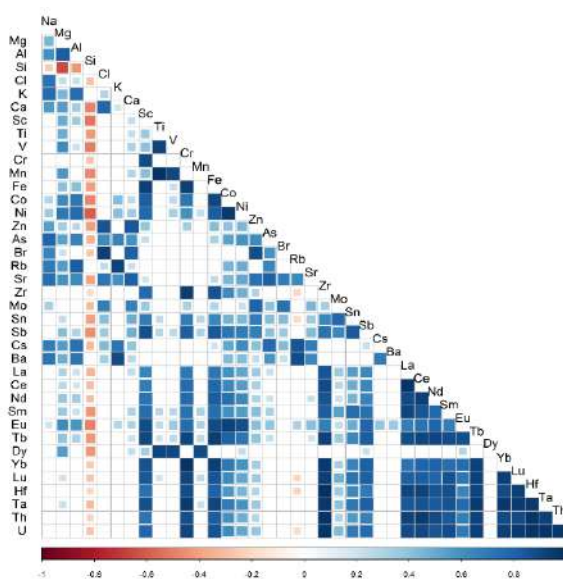


Рисунок 4-22: Корреляционная матрица для полученных элементов

Чтобы проверить, существует ли значимая разница между средними значениями анализируемых секторов, был использован дисперсионный анализ (двусторонний ANOVA). Двусторонний анализ ANOVA показывает, что между образцами наблюдается значительное различие в элементном составе ( $p < 2E-16$ ). Для регионов пробоотбора морских отложений статистически значимых различий обнаружено не было ( $p = 0,79$ ). Был рассчитан самый популярный *post hoc* тест для множественных средних сравнений - тест Тьюки (Tukey), и результаты показали, что существенной средней разницы в отношении мест пробоотбора нет; соотношение Рас Эльбар - Эльбурулла = 0,97, соотношение Рашид - Эльбурулла = 0,98, и Рашид - Рас Эльбара почти одинаковы.

Медиана массовых долей REE была нормализована с помощью различных нормализаторов из литературы, таких как хондриты (McDonough, Sun, 1995), североамериканский сланцевый композит NASC (Gromet et al. , 1984) и постархейско-австралийский сланец PAAS (Taylor, McLennan, 1985). Поскольку не все элементы принадлежат нормальному распределению, медиана использовалась для изучения закономерностей распределения редкоземельных элементов REE в зависимости от атомного номера, как показано на диаграмме Рисунок 4-23. Как отображено на рисунке, массовые доли REE выше по сравнению с хондритами, но меньше по сравнению с NASC и PAAS. Кроме того, медиана массовой доли уменьшается вниз с атомным номером REE для значений, нормализованных к хондритам. Напротив, медиана, нормализованная к NASC и PAAS, демонстрирует значительные различия, и наблюдалась положительная аномалия Eu. Eu-положительная аномалия указывает на обогащение морских отложений выше Eu хондритами и наличие детритового полевого шпата (El-TaHER et al. , 2019). Массовые доли REE показывают значительные различия между изученными профилями, и суммирование REE ( $\sum REE$ ) колеблется от минимального значения 17 мг/кг для образца, который находился в № 75 в секторе Эльбуруллу, до максимального значения 522 мг/кг для образца №. 40 в секторе Рас-Эльбар. Среднее значение  $\sum REE$  было рассчитано как 65 мг/кг.

Повышенных массовых долей РЗЭ в образце нет. № 40 имеет такое значение, вероятно, потому что в этом месте устье реки впадает в море. Полученные результаты по редкоземельным элементам сравниваются с другими литературными данными и представлены в Таблица 4-8.

Таблица 4-8: Сравнение средних и диапазонов массовых долей в изученных прибрежных секторах с литературными данными, выраженными в мг/кг.

Element	Present work*	Telascica Bay, Croatia (Fiket et al., 2018)	Zrmanja Estuary, Croatia (Fiket et al., 2017)	Bijagos Archipelago (Carvalho et al., 2018)	Cochin, India (Deepulal et al., 2012)	Biscay, France (Chaillou et al., 2006)	Chesapeake Bay, USA (Hannigan et al., 2010)	Odiel Spain (Lopez-Gonzalez et al., 2012)	Red sea, Egypt (El-Taher et al., 2019)
La	12 (3.2-108)	14.5	23.5	4.4-22	14.0-51.5	7.03-27.7	15.0-120	30.1	7.6 (0.6-20.1)
Ce	31 (7.5-301)	28.9	45.8	9.1-47	27.7-103	12.8-56.5	29.7-240	49.3	16.7 (1.4-45.2)
Nd	12 (1.27-93)	13.8	22	3.1-18	11.1-38.8	6.53-25.2	11.0-101	33.3	10 (0.7-35.3)
Sm	3 (0.81-14.4)	2.38	3.85	0.52-3.3	1.93-6.91	1.19-4.93	1.87-17.4	7.7	2.2 (0.2-9.1)
Eu	1 (0.217-4.3)	0.48	0.795	0.21-0.87	0.54-1.65	0.25-1.15	0.32-3.08	1.56	0.5 (0.05-1.72)
Tb	0.5 (0.1-3.6)	0.26	0.513	ND	0.19-0.89	0.13-0.58	0.23-2.01	1.12	0.4 (0.1-1.5)
Dy	4 (0.2-23.6)	1.1	2.61	0.35-2.1	1.01-4.92	0.64-3.04	1.05-10.5	6.28	2.2 (0.1-9.4)
Yb	2 (0.31-28)	0.32	1.31	0.19-1.2	0.5-2.34	0.33-1.57	0.72-5.35	3.66	1.3 (0.1-5.5)
Lu	0.3 (0.1-2.6)	ND	0.245	0.039-0.19	0.08-0.36	0.04-0.23	0.10-0.96	0.56	0.2 (0.1-0.7)

ND = Не обнаружено

\* диапазон указан в скобках

Диапазоны и средние значения, полученные REE для исследуемых секторов, хорошо согласуются с соответствующими значениями, сообщёнными Carvalho et al. (2018) и Fiket et al. (2018) для образцов отложений на архипелаге Биджагос, Гвинея-Бисау, и в заливе Телашица, Хорватия, соответственно.

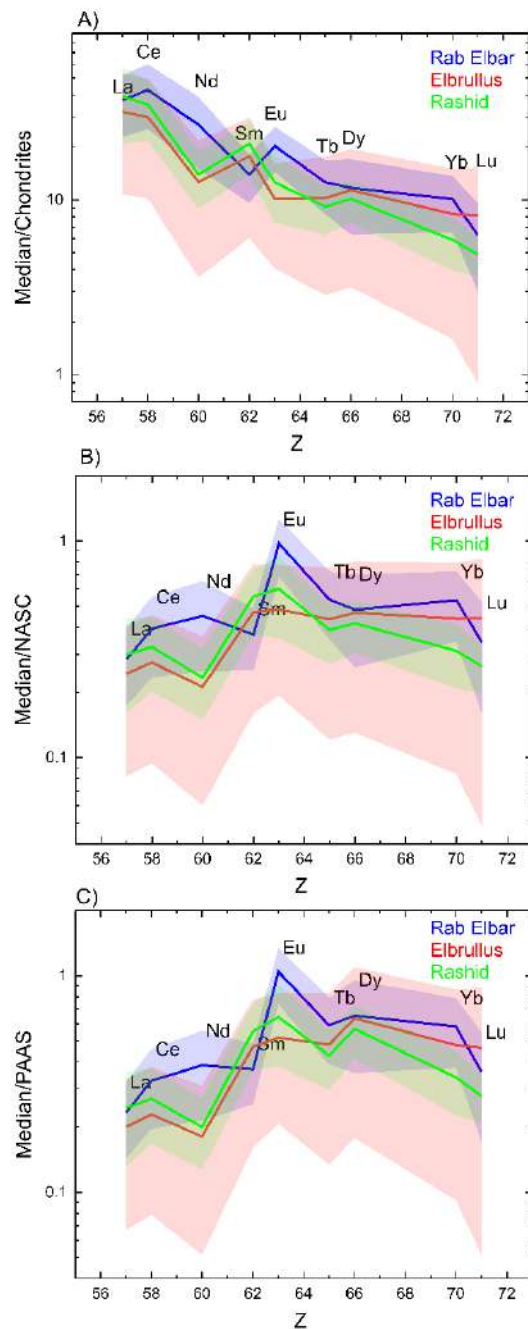


Рисунок 4-23: диаграмма иллюстрирует нормализованную медиану массовой доли REE

Аналогичным образом, массовые доли REE соответствуют данным, опубликованным Deerpulal et al. (2012) в отложениях юго-западных прибрежных районов Индии. Результаты показывают, что массовые доли REE почти в два раза выше, чем в отложениях прибрежных районов вдоль египетского побережья Красного моря, по El-Taher et al. (2019). Эти особенности можно объяснить



существованием нескольких озер наряду с прибрежными районами вдоль Средиземного моря в египетской части (озера Эльбруллус, Эль-Манзала, Идку и Мариут). Вот почему ожидалось, что будут обнаружены значительные массовые доли не только REE, но и токсичных элементов. И наоборот, массовые доли REE ниже, чем те, о которых сообщают Hannigan et al. (2010) для отложений в Чесапикском заливе, США, и Lopez-Gonzalez et al. (2012) для Одиэля, Испания.

#### **4.3.2 Источники поступления, поведение микроэлементов в морских отложениях**

Для извлечения информации о происхождении элементов были рассчитаны и построены показатели соотношения. Показатель соотношения Th/U составляет в среднем 4,8, 5,8, 3,6 и 2,6 для всех образцов из Рас-Эльбара, Эльбруллуса и Рашида соответственно. Сравнивая результаты с соответствующими коэффициентами для UCC (3,9) по Rudnick, Gao (2014) и среднемировых речных отложений (3,7) по Viers et al. (2009), соотношение сектора Эльбруллус показывает хорошее совпадение. Напротив, коэффициенты для сектора Рас Эльбар выше, чем показатели соотношения, сообщённые Viers et al. (2009), и Rudnick, Gao (2014), но в соответствии с показателями соотношения для сланца (4,4) и NASC (4,6), опубликованными Li, Schoonmaker (2014) and Gromet et al. (1984) соответственно. Сектор Рашид характеризуется наличием черного песка, который обогащён Th. Поэтому было удивительно обнаружить, что соотношение в секторе Рашид ниже, чем в других. Это можно объяснить уменьшением числа выборочных образцов из этого сектора.

Ещё одним информативным соотношением для изучения того, происходит ли рециркуляция осадочных пород, является соотношение Zr/Sc по сравнению с Th/Sc. Взаимосвязь между двумя показателями соотношения изображена на графике, как показано Рисунок 4-24. На рисунке показано повышение степени обогащения Zr, что свидетельствует о высокой рециркуляции отложений. Для сравнения соответствующих значений, были использованы значения, сообщённые

(Rudnick, Gao, 2014) для UCC верхней континентальной коры, (Gromet et al. , 1984) для североамериканского сланцевого композита NASC, Li, Schoonmaker (2014) для сланцев, Viers et al. (2009) для отложений и Badawy et al. (2018) для морских отложений Красного моря. На рисунке показано, что полученные результаты находятся вблизи фельзитовой вулканической породы и близки к сланцу, андезиту и UCC. Кроме того, это соотношение отличается от соответствующих значений для прибрежных отложений вдоль египетского побережья Красного моря, о которых сообщили Badawy et al. (2018). Кроме того, на рисунке показано снижение Th по сравнению с Zr и доказано рециркуляцию отложения. Эти особенности могут быть объяснены смешанным источником элементов, и наблюдаются значительные различия.

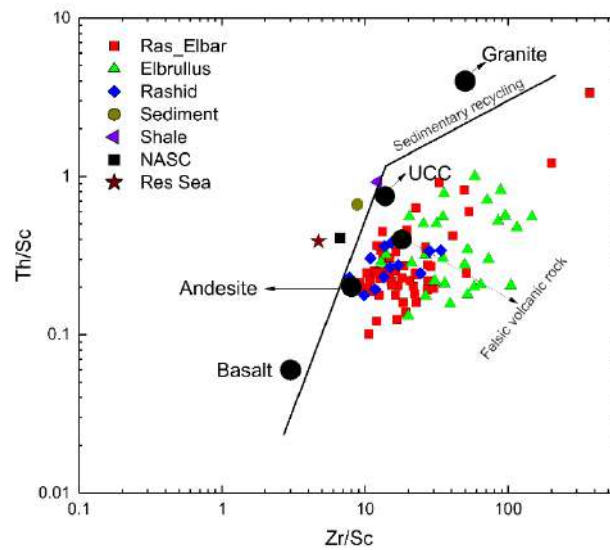


Рисунок 4-24: Th / Sc против Zr / Sc, иллюстрирующий повешенную степень обогащения Zr, доказывающий высокую рециркуляцию отложений.

Дискриминантная диаграмма La-Th-Sc для осадочно-тектонической обстановки образцов из прибрежных районов вдоль египетского побережья Средиземного моря показывает, что образцы, как правило, аналогичны соответствующим значениям UCC Rudnick, Gao (2014) и прибрежных отложений Красного моря Badawy et al. (2018), как показано на

Рисунок 4-25.

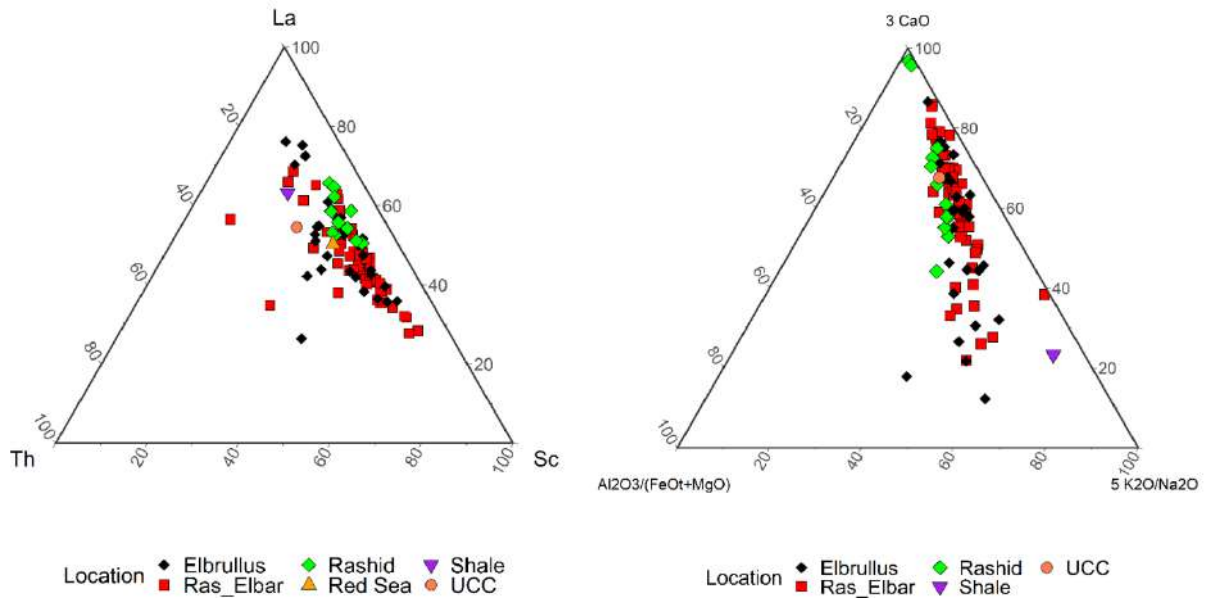


Рисунок 4-25: дискриминантные диаграммы La-Sc-Th и CaO-Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>-K<sub>2</sub>O/Na<sub>2</sub>O иллюстрируют происхождение прибрежных отложений.

Результаты хорошо совпадают с результатами сланцев Li, Schoonmaker (2014). Образцы находятся в непосредственной близости от UCC, отложений Красного моря и сланцев. Полученные результаты свидетельствуют о смешанном источнике отложений, состоящем в основном из глины, ила, гравия и мафической породы.

На рисунке также видно, что прибрежные отложения расположены немного в стороне от сланца в непосредственной близости от верхней части континентальной коры UCC. Эти находки доказывают, что происхождение отложений происходит от мафических пород и в основном со стороны эфиопских высот.

### 4.3.3 Статистический анализ результатов

Аналогичным образом, выбросы были удалены на основе вероятности расстояния Махаланобиса Mahalanobis distance probability. На основе этого 17 точек пробоотбора были удалены из результатов при статистическом анализе (Badawy et al. , 2018; Baxter, 2015; Baxter, Freestone, 2006; Baxter et al., 2003). Были выбраны основные компоненты с собственными значениями выше 1, так как значения ниже одного считаются шумом (Lê et al. , 2008). После того, как матрица данных была упрощена в пространство меньшего размера с помощью (PCA), она была сгруппирована с использованием К-средних, затем нанесена на график и визуализирована. Первые три измерения PCA объясняют 66% дисперсии в данных, и они учитываются как: 13,7, 7,7 и 4,4 собственных значений и 35,1%, 19,7% и 11,2% процента дисперсии, соответственно. Первые два PCA показаны на Рисунок 4-26.

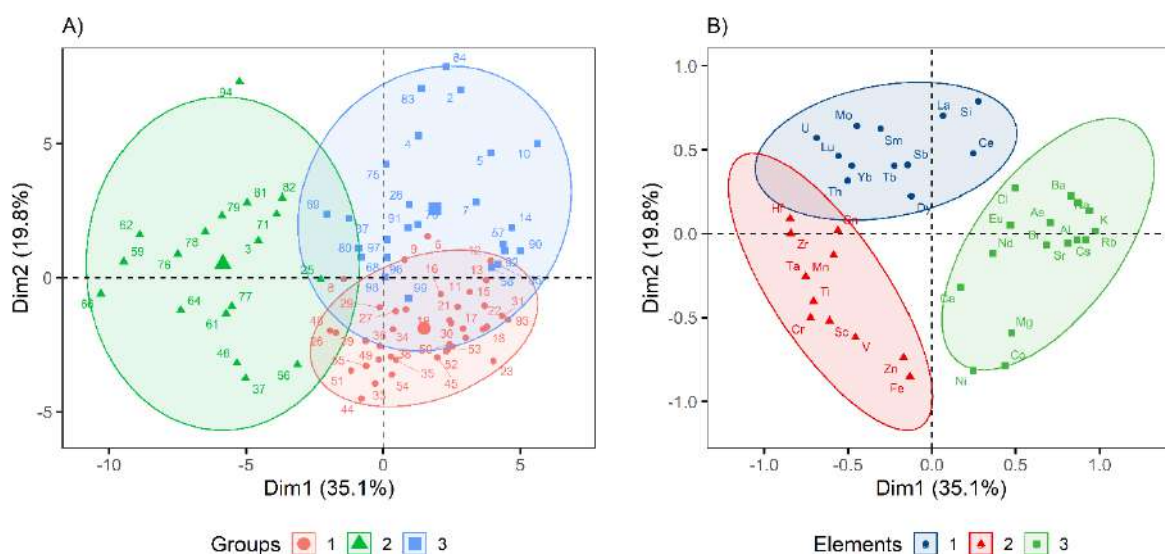


Рисунок 4-26: двумерный график первых двух PCA профилей A) и определяющих элементов B)

На Рисунок 4-26 A) чётко показано, что существуют три отдельные группы с разным количеством точек пробоотбора. Например, существует 39, 18 и 25 точек для 1-го, 2-го и 3-го кластеров соответственно. 1-й и 3-й кластеры немного перекрываются, за исключением двух точек 25 и 94. Образцы из сектора Рашид

мешают образцам из сектора Рас-Эльбар, за исключением профиля № 94. Эти особенности могут быть объяснены характером образцов, поскольку оба они были собраны в устье реки и, скорее всего, имеют общие геохимические особенности (т. е. происхождение отложений и источники загрязнения). Подводя итог, можно сказать, что эти три группы довольно сильно пересекаются из-за геохимического сходства в изученных отложениях.

Аналогичным образом, определяемые элементы сгруппированы в три кластера. 1-я группа содержит 12 элементов, а именно Si, Mo, Sb, La, Ce, Sm, Tb, Dy, Yb, Lu, Th и U. Результаты PCA показывают, что большинство сгруппированных элементов в 1-м кластере являются редкоземельными элементами U и Th. Эти результаты подтверждают точность анализа и реализованный статистический подход. 2-й кластер содержит 11 элементов, а именно Sc, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Zn, Zr, Sn, Hf и Ta. Эта группа содержит смешанные элементы разного происхождения (геогенного и антропогенного). Наконец, 3-я группа содержит 16 элементов, и это Na, Mg, Al, Cl, K, Ca, Co, Ni, As, Br, Rb, Sr, Cs, Ba, Nd и Eu. Элементы этого кластера имеют смешанный источник (морские и верхней коры). Можно сделать вывод, что в определённых элементах присутствует значительный вклад земной коры и моря, а также антропогенное воздействие в некоторых профилях, и это очевидно из элементов, содержащихся во 2-м кластере, в частности, в таких местах, как Аль-Манзала, озеро Эльбрулус, а также место искривления прибрежных районов Абу-Кира.

Результаты метода неотрицательной матричной факторизации для идентификации источников загрязнения

Положительная (неотрицательная) матричная факторизация PMF является еще одним полезным статистическим методом для уменьшения размерности и идентификации источника загрязнения. Для определения вклада каждого элемента и выявления источников загрязнения использовалось программное обеспечение EPA PMF v5.0.14 Агентства по охране окружающей среды США (US

Environmental Protection Agency EPA). Более подробная информация о концепции PMF и её использовании была представлена Norris, Duvall (2014); Hopke (2021). Для настройки базовой модели на 5 было использовано несколько запусков, в результате чего модель и остатки соответствовали нормальному распределению ( $\pm 3$ ) (Zhang et al., 2020). Анализ PMF выявил три фактора, которые чётко проиллюстрированы на Рисунок 4-27. Коэффициенты вклада определяющих элементов представлены на рисунке. Рассчитанные факторы можно объяснить следующим образом:

- Фактор 1 имел высокие массовые доли для Hf, Mo, Zr, Lu, U, Sn и Cr. Согласно результатам, коэффициенты вариации CV% вышеупомянутых элементов были значительно высокими и почти превышали 100%. Элементы, которые вносят значительный вклад в фактор 1, в основном поступают из смешанных источников (геогенных и антропогенных).
- Фактор 2 имел высокий вклад от элементов Si, Rb, K, Br, Ba, Na, Cs, As, Cl, Al, Sr. Нормализованные значения Na и Cl были довольно высокими, что указывает на сильную связь с выветриванием из моря. Br — это морской элемент, так как он является галогеном и, скорее всего, имеет морское происхождение.
- Фактор 3 имел высокий вклад от элементов Ni, Co, Zn, Fe, V, Ti, Cr, Sc, Ta, Mg, Ca и Mn. Следует отметить, что Cr внёс свой вклад в 1-й и 3-й факторы. Антропогенная ассоциация может объяснить повышенные массовые доли Cr. Более высокие массовые доли Ni, Co, V, Ti и Sc могут быть отнесены к антропогенной деятельности наряду с исследованными секторами.

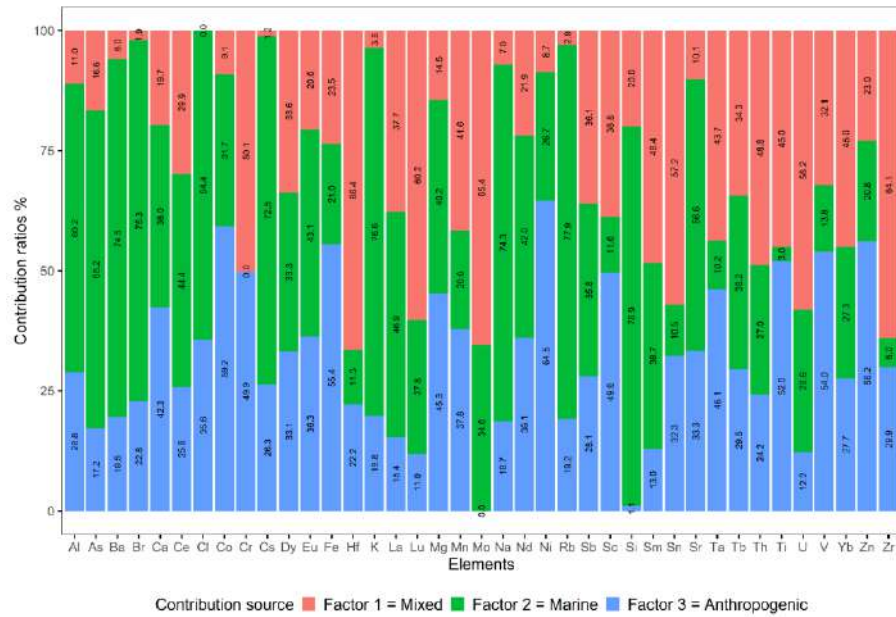


Рисунок 4-27: вклад из различных источников для определения элементов на основе PMF

#### 4.4 ОЦЕНКА УРОВНЕЙ ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Для расчёта индексов загрязнения необходимо провести оценку геохимического фона. Наличие фонового или базового значения элементов в исследуемых образцах почвы или отложений полезно для проведения различия между естественным содержанием элементов и антропологическими массовыми долями. Таким образом, Kowalska et al. (2016) сообщили о двух типах - рефератном и местном или естественном геохимическом фоне. Среднее содержание тяжёлых металлов, о котором сообщается в литературе, которое может сильно варьироваться из-за различий в локализации и типах почв, можно рассматривать в качестве рефератного геохимического фона (Reference geochemical background RGB). В то время как локальный или естественный геохимический фон (Local geochemical background LGB) – это массовая доля тяжёлых металлов, обусловленная природными процессами, характерными для данной местности (Abraham, Parker, 2008; Reimann, de Caritat, 2005). В нашем исследовании был рассмотрен рефератный геохимический фон значений УСС верхней континентальной коры, сообщённых Rudnick, Gao (2014).

Степень загрязнения определялась количественно с использованием двух подходов: индивидуального и комплексного индекса загрязнения. Индивидуальная степень загрязнения от каждого анализируемого металла может быть рассчитана с использованием индивидуальных индексов загрязнения. В то время как комплексные индексы загрязнения описывают загрязнение почвы в более комплексном подходе, рассматривая содержание более одного тяжёлого металла или сумму отдельных индексов (Kowalska et al., 2018).

#### 4.4.1 Индивидуальные индексы загрязнения

##### 4.4.1.1 Коэффициент обогащения (Enrichment Factor EF)

Для различения амплитуд антропогенной нагрузки металла относительно фоновых или эталонных элементов использовался коэффициент обогащения EF. В настоящей работе EF был рассчитан с использованием Fe в качестве эталонного элемента для нормализации, поскольку Fe является консервативным, неподвижным элементом, а естественная массовая доля довольно высока (Karuprasamy et al. , 2017; Chen et al., 2007). Самым простым и наиболее распространённым методом оценки антропогенного воздействия является расчёт нормализованного коэффициента обогащения (EF) для концентраций металлов выше незагрязнённых фоновых уровней, которые в нашем случае являются соответствующими значениями UCC верхней континентальной коры, сообщёнными Rudnick, Gao (2014). В этом исследовании эталонные значения UCC и EF обеспечивают универсальный характер. EF рассчитывается с использованием уравнения (23).

$$EF = (C_x/C_{Fe})_{\text{образец}} / (C_x/C_{Fe})_{\text{эталонный}} \quad (23)$$

где  $(C_x/C_{Fe})_{\text{образец}}$  — это соотношение концентрации элемента в образце и концентрации Fe в образце, в то время как  $(C_x/C_{Fe})_{\text{эталонный}}$  — это соотношение того же элемента в среднем по миру UCC (Rudnick, Gao, 2014). Представлена интерпретация значений EF в Таблица 4-9



Таблица 4-9: Коэффициент обогащения EF и категория для интерпретации

Значений EF	Категории	Река Нил и дельта	Красное моря	Средиземное моря
EF < 1	Нет обогащения			
1 < EF < 3	Незначительное обогащение	Ca , Sc , Ti , V , Cr , Mn , Fe , Ni , Co , Zn , As , Br , Rb , Sr , Zr , Sb , Ba , Cs , La , Ce , Sm , Tb , и Hf	K, Sc, V, Cr, As, Rb, Y, Mo, Ba, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Ga, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, и Yb	Mg, Sc, V, Cr, Mn, Co, Ba, Sm, Eu, Tb, Dy, Yb, Lu
3 < EF < 5	Умеренное обогащение		Li, Tm, Lu, и Tl	Na, Ca, Ti, Sr, Zr, Hf
5 < EF < 10	От умеренного до сильного обогащения		Hf и U	Si
10 < EF < 25	Сильное обогащение		Na, Mg, и Br	Sn
25 < EF < 50	Очень сильное обогащение	Br		Cl
EF > 50	Чрезвычайно сильное обогащение		Ca	

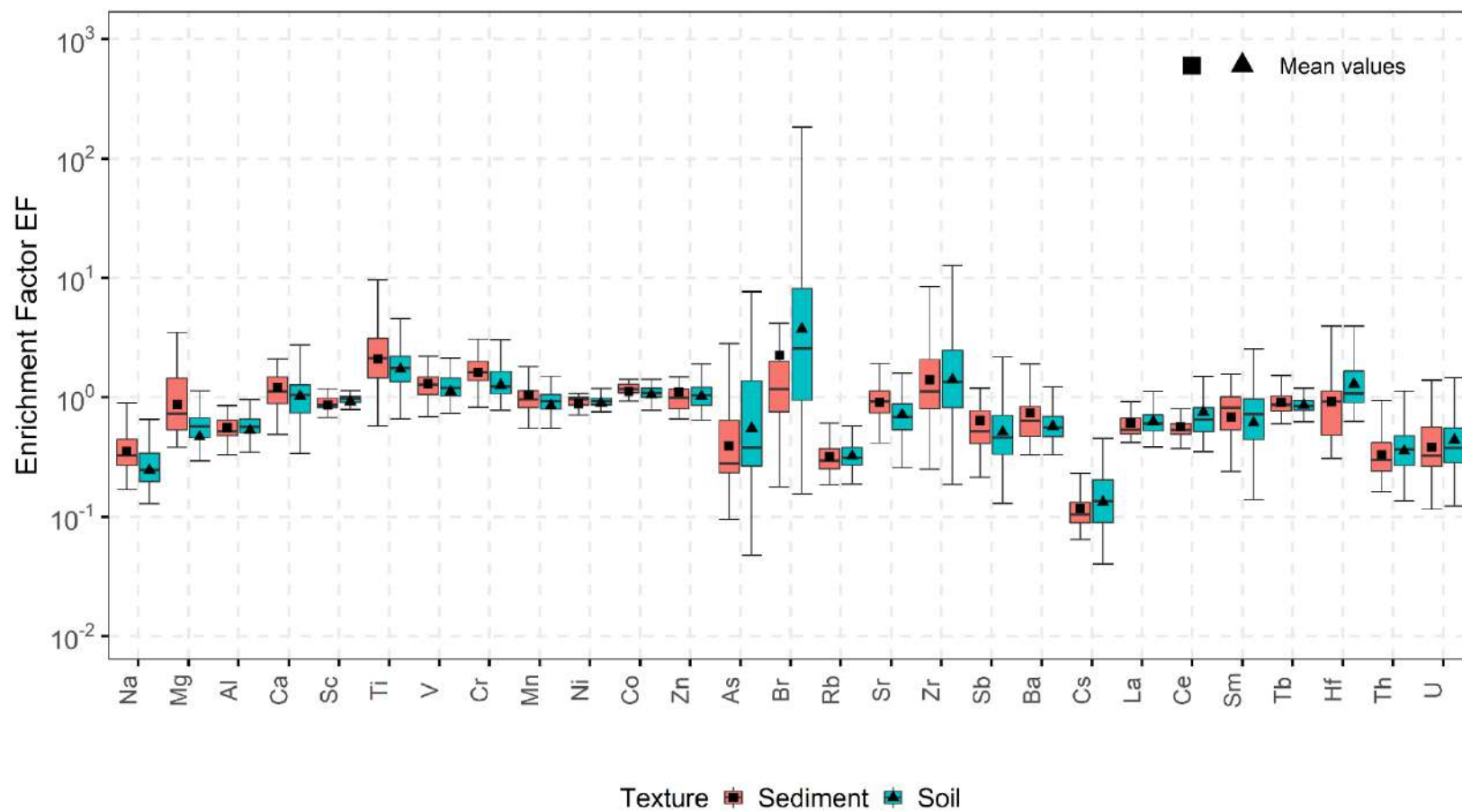


Рисунок 4-28: Коэффициент обогащения EF для Реки Нил и Дельты

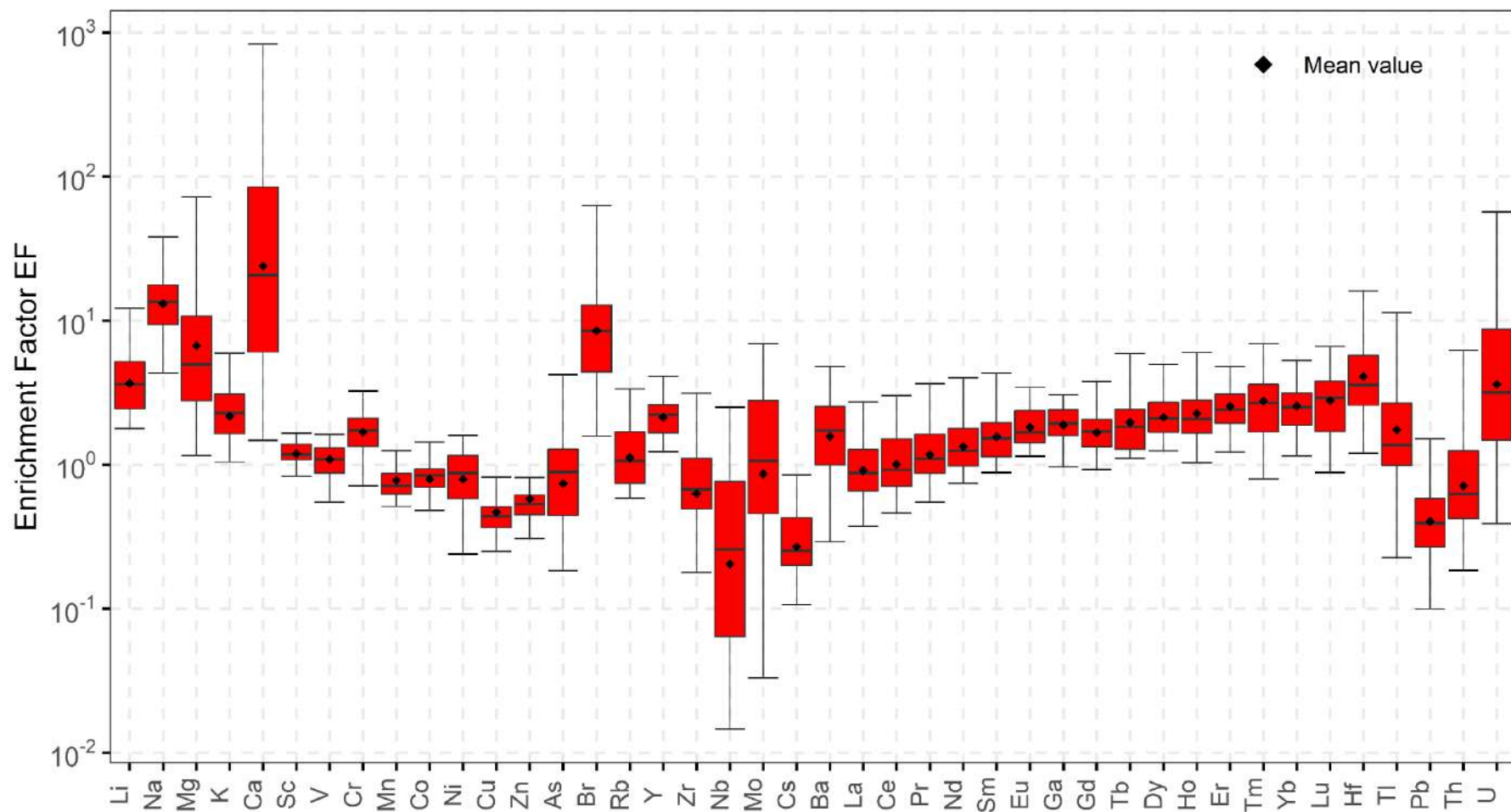


Рисунок 4-29: Коэффициент обогащения EF для красного моря

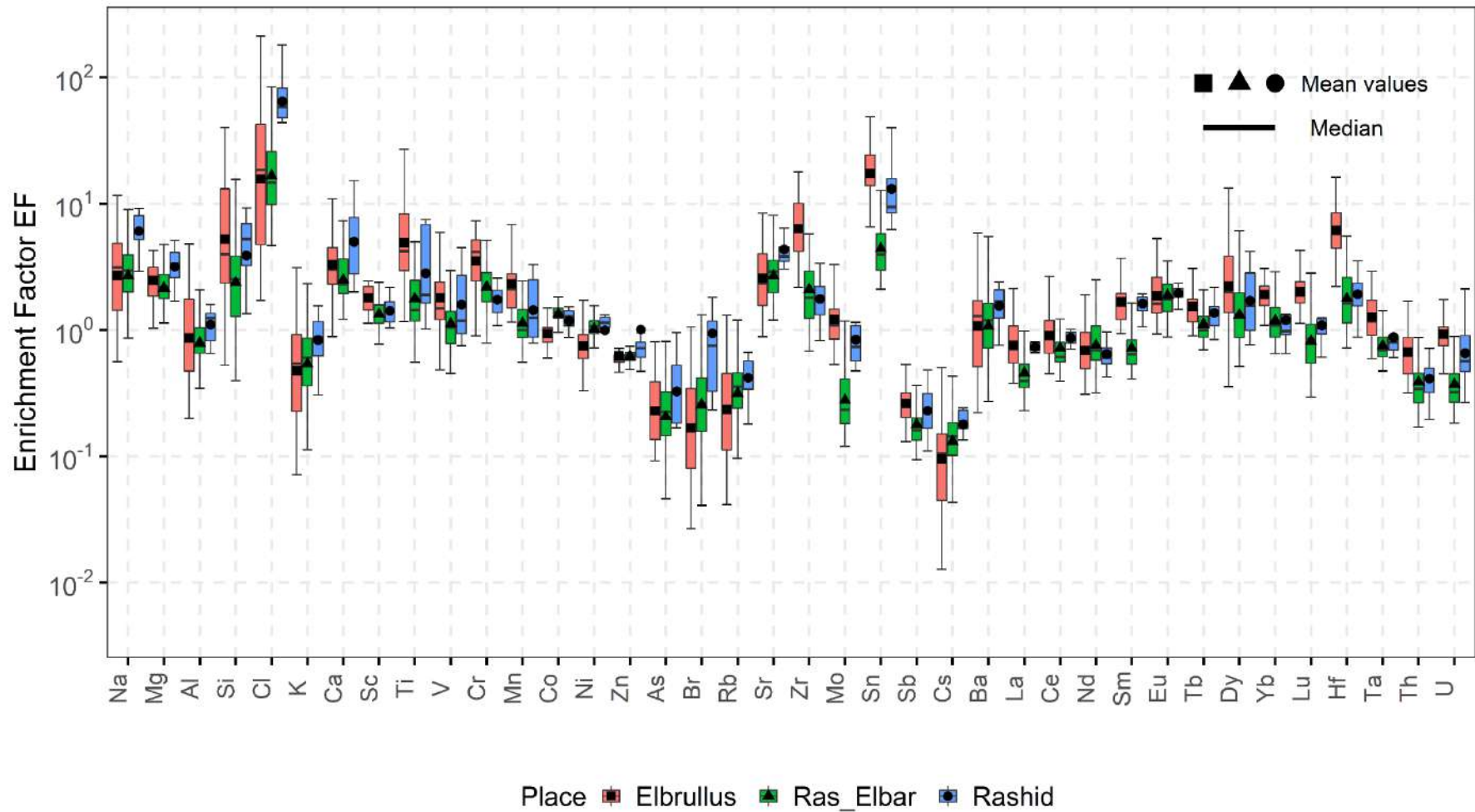


Рисунок 4-30: Коэффициент обогащения EF для средиземного моря

Как показано на Рисунок 4-28, среднее значение коэффициента обогащения EF для реки Нил и Дельты равно 3 и колеблется от минимального значения 0,7 до максимального значения 43,2 для отложений Нила. EF классифицируется как умеренное обогащение. Самый высокий EF наблюдался в №40 в прибрежных районах, что скорее всего связано с повышенным содержанием Вг (EF=49,7), и классифицируется как очень сильно обогащённое. Данное явление можно объяснить выветриванием со стороны Средиземного моря. В случае морских отложений среднее значение EF было рассчитано как 10,8, что классифицируется как умеренное или сильное обогащение, как сообщает Karuppasamy et al. (2017).

Также на Рисунок 4-29 показано, что минимальное значение EF было зарегистрировано для Cs - 0,3, в то время как максимальное значение было отмечено для Ca - 98,6. поэтому значение Ca считается чрезвычайно сильным обогащением. По мимо этого, Na, Mg, и Вг считаются сильными обогащениями поскольку из значений EF были 16,5, 14,6, и 16,2 соответственно. Высокая массовая доля Na и Вг объясняется возможным выветриванием со стороны Красного моря, поскольку эти морские элементы.

Таким же образом, были рассчитаны значения EF для Средиземного моря и результаты расчёта показаны на Рисунок 4-30. Рисунок показывает значения EF для трех исследуемых секторов. Минимальное значение EF было зарегистрировано для Cs = 0,16, 0,14, и 0,19 и максимальное значение для Cl = 23, 32,1 и 75,98 в районах Рас Эль Бар, Эль-Брулус и Розетта, соответственно. Повышенное количество Cl возникло в результате выветривания с моря. Детальное описание коэффициентов обогащения для исследуемых объектов Средиземного моря представлено в Таблица 4-10.

Таблица 4-10: Детальное описание коэффициентов обогащения

Значений EF	Категория	Обогащённые элементы		
		Рас Эль Бар	Эльбруллус	Розетта
EF < 1	Никакого обогащения			
1 < EF < 3	Незначительное обогащение	Mg, Ca, Sc, Ti, V, Cr, Mn, Co, Ni, Zr, Ba, Eu, Tb, Dy, Yb, Hf	Mg, Al, Sc, V, Cr, Mn, Co, Zn, Br, Mo, Ba, Ce, Sm, Eu, Tb, Dy, Yb, Lu, Ta	Al, Sc, Cr, Mn, Co, Ni, Zr, Ba, Sm, Eu, Tb, Dy, Yb, Lu, Hf
3 < EF < 5	Умеренное обогащение	Na, Si, Sr	Na, Ti, Sr	Mg, Ca, V, Sr
5 < EF < 10	От умеренного до сильного обогащения	Sn	Ca, Zr, Hf	Na, Si, Ti, Sn
10 < EF < 25	Сильное обогащение	Cl	Si, Sn	
25 < EF < 50	Очень сильное обогащение		Cl	
EF > 50	Чрезвычайно сильное обогащение			Cl

Как показано в Таблица 4-10, EF Cl обусловлен морским влиянием. Согласно литературе, значение EF больше единицы указывает на антропогенную ассоциацию и наоборот (Zhang et al. , 2020). Рассчитанный EF выявил относительно высокие значения Sn  $5,1 \pm 3,5$ ,  $19,3 \pm 8,8$  и  $17,4 \pm 15,4$  для районов Рас-Эльбар, Эль-Бруллус и Розетта соответственно. Эти результаты были меньше, чем те, о которых сообщили Abdel Ghani (2015) для пляжей Марса-Матрух на северо-западном побережье Средиземного моря. Скорее всего, высокий EF для Sn может быть связан с противообрастающими красками, используемыми для судов Abdel Ghani (2015).

#### 4.4.1.2 Индекс геоаккумуляции (Geoaccumulation Index) $I_{geo}$

Индекс геоаккумуляции  $I_{geo}$  — это еще один подход, широко используемый для оценки антропогенного воздействия на почву и отложения вдоль Нила и Дельты, Красного и Средиземного морей. Индекс геоаккумуляции  $I_{geo}$  был предложен Muller (1969) для количественной оценки загрязнения металлами выше фоновых уровней. Подход оценивает степень загрязнения металлами с точки зрения интерпретирующих классов на основе возрастающих числовых значений индекса и может быть рассчитан по формуле (24)

$$I_{geo} = \log_2 (C_n / 1.5 B_n) \quad (24)$$

где  $C_n$  - массовая доля элемента в обогащенных образцах, а  $B_n$ -фоновое значение элемента. Коэффициент 1,5 вводится для минимизации влияния возможных изменений фоновых значений, которые могут быть обусловлены естественными литологическими процессами в почве (Abraham, Parker, 2008; Stoffers et al., 1986). Интерпретация классов качества опубликована в Таблица 4-11 (Badawy et al. , 2017; Karuppasamy et al. , 2017; Badawy et al. , 2018; Muller, 1969; El Nemr et al., 2016). Индекс геоаккумуляции для исследуемых образцов из Реки Нил и Дельты имеет значение ниже единицы. В зависимости от категорий интерпретации этого индекса, исследуемые места не загрязнены. Средние значения  $I_{geo}$  исследуемых элементов для морских отложений Красного моря невысоки, и, скорее всего, это связано с тем, что антропогенный вклад из близлежащих прибрежных городов не был подтвержден. Аналогичным образом, индекс был рассчитан для образцов, собранных в Средиземном море, и средние значения индекса были рассчитаны для С1: 2,5, 1,4 и 3,7 для Рас-Эльбара, Эльбрулса и Розетты, соответственно.

Таблица 4-11: Индекс геоаккумуляции  $I_{geo}$  и интерпретация его категории

$I_{geo}$ классов	$I_{geo}$ значения	Категория
0	$I_{geo} < 0$	Незагрязненный
1	$0 < I_{geo} < 1$	Незагрязненный/умеренно загрязненный
2	$1 < I_{geo} < 2$	Умеренно загрязнен
3	$2 < I_{geo} < 3$	Умеренно/сильно загрязнен
4	$3 < I_{geo} < 4$	Сильно загрязнен
5	$4 < I_{geo} < 5$	Сильно/чрезвычайно загрязнен
6	$5 < I_{geo}$	Чрезвычайно загрязнен

#### 4.4.1.3 Индивидуальный индекс загрязнения (Single pollution index PI)

Индекс загрязнения PI является полезным инструментом для определения того, какой элемент оказывает наибольшее воздействие на окружающую среду почвы и отложений (Kowalska et al. , 2018; Wei, Yang, 2010). PI можно рассчитать формулой (25).

$$PI = C_n / C_B \quad (25)$$

где  $C_n$  - содержание элемента в почве и осадках, а  $C_B$  - величина геохимического фона. Категории классов PI и интерпретации приведены в Таблица 4-12.

Таблица 4-12: индекс индивидуального загрязнения и его интерпретация

PI классов	Значения PI	Категория
1	$PI < 1$	отсутствует
2	$1 < PI < 2$	низкий
3	$2 < PI < 3$	умеренный
4	$3 < PI < 5$	сильный
5	$PI > 5$	очень сильный



Что касается индивидуального индекса загрязнения для Нила, он был рассчитан и варьировался от минимального значения 0,14 для точки № 29 (донные отложения были собраны в середине долины Нила) и до максимального значения 12 для точки № 15 (почва была собрана от сельскохозяйственной территории на берегах Нила). Это может быть объяснито тем, что на этой территории использовались удобрения, которые содержат значительное количество микроэлементов.

Таким же образом, PI для морских отложений Красного моря были рассчитаны и результаты расчёта показали, что минимальное значение было обнаружено для точки № 32 где  $PI = 4,6$  (Марса Хумейра) и максимальное значение - для точки № 9 с величиной 48,3 (Кулан). Повышенное значение PI в Кулане скорее всего связано с близостью к морским портам, через которые осуществляется экспорт фосфатов в прибрежных территориях Красного моря.

Аналогичным образом, было получено значение PI для исследуемых регионов на прибрежных территориях Средиземного моря (в расчётах были учтены только значения, превышающие единицу). Минимальное значение PI для морских отложений Средиземного моря составило 3,8 для точки № 28, максимальное значение - 306 для точки № 42. Низкое значение для точки № 28 объясняется тем, что данное место является курортным и там ощутимого загрязнения. Наоборот, точка № 42 находится на выходе из Дамьеттского ответвления реки Нил в море (Рас Эльбар) ближе к Району Лесана в устье Нила.

#### **4.4.2 Комплексные индексы загрязнения**

##### **4.4.2.1 Суммарное загрязнение (sum of the contamination) $\Sigma PI$**

Общепринятым показателем загрязнения металлами почвы и донных отложений является сумма загрязнений  $\Sigma PI$ . Его можно рассчитать, как сумму

всех определённых концентраций элементов в почве и донных отложениях.  $\sum PI$  вычисляется в соответствии со следующим уравнением (26)

$$\sum PI = \sum_{i=1}^n PI \quad (26)$$

где  $PI$  - расчётные значения для единичного индекса загрязнения и  $n$  - общее количество анализируемых элементов в каждой исследуемой точке. Чем больше сумма индекса загрязнения, тем больше загрязнённая почва и отложения.

#### 4.4.2.2 Индекс нагрузки загрязнения (Pollution load index) PLI

Индекс нагрузки загрязнения PLI часто используется для количественной оценки степени загрязнения по всем профилям пробоотбора. Этот показатель является удобным способом демонстрации ухудшения состояния почвы и донных отложений в результате накопления металлов. Он рассчитывается как  $n$ -й корень произведения  $nPI$  как показано в уравнении

$$PLI = \sqrt[n]{\prod_{i=1}^n PI_i} \quad (27)$$

где  $n$  - количество анализируемых металлов, а  $PI$ -расчётные значения для каждого индекса загрязнения. Если  $PLI > 1$ , это означает, что загрязнение присутствует, если  $PLI < 1$ , то загрязнение металлами отсутствует (Badawy et al. , 2021; Badawy et al. , 2020; Kowalska et al. , 2016; Kowalska et al. , 2018; Qingjie et al., 2008; Badr et al., 2009; Shah et al., 2019; El-Taher et al., 2019; Kamanina et al., 2023).

#### 4.4.2.3 Суммарный индекс загрязнения (Total pollution index TPI (Zc))

Оценка уровня химического загрязнения почвы или донных отложений как показателя неблагоприятного воздействия на здоровье населения проводится по показателям, разработанным в ходе комплексных геохимических и

геоигиенических исследований окружающей среды городов с активными источниками загрязнения. Подход TPI очень похож на PLI и может быть рассчитан с использованием химической концентрации элемента в почвах  $C_i$  (мг/кг) по сравнению с региональным фоновым  $C_{bi}$ . Поскольку фон для изученных регионов недоступен, вместо него было использовано соответствующее значение того же элемента в континентальном сланцевом месторождении для морских отложений и УСС для почвы (Li, Schoonmaker, 2014). Коэффициент химических концентраций определяющих элементов равен  $K_c$  и задаётся как:

$$K_c = C_i/C_{bi} \quad (28)$$

Сумма коэффициентов химических элементов (загрязняющих веществ) представляет собой общий индекс загрязнения TPI и приводится в виде:

$$TPI = \sum_{i=1}^n K_{ci} - (n - 1) \quad (29)$$

где  $n$  - количество определяемых элементов, а  $K_{ci}$  - коэффициент концентрации, превышающий 1 для  $i$  элемента (Andreev, Dzyuba, 2016; Shaykhutdinova, 2015; Saet et al., 1990). Классы и соответствующие значение приведены в Таблица 4-13.

Поскольку индекс нагрузки и суммарный индекс загрязнения имеют такой же подход, то есть обе расчета в основном зависят от фонового значения или предела допустимой концентрации или ориентировочной допустимой концентрации ПДК/ОДК в случае отсутствия регионального фона, в данном контексте мы обсуждаем их вместе.

## Река Нил и Дельта

Был рассчитан индекс нагрузки PLI для реки Нил и ее Дельты, среднее значение которого составило 0,7, а стандартное отклонение - 0,3. Значение PLI для Нила варьируется от минимального значения 0,11 до максимального значения 1,3. Учитывая критерии интерпретации PLI, мы можем считать, что значительное загрязнение не выявлено. Несмотря на то, что среднее значение для всех объектов меньше единицы, были выявлены локальные загрязнения со значением больше единицы. PLI для Реки Нил и её Дельты был визуализирован и нанесён на карту, как показан на Рисунок 4-31. На карте распределения PLI было замечено, что пиковые точки расположены в верхнем Египте и вдоль Средиземного моря. На верхнем Египте, как сообщалось El-TaHER et al. (2018); Madkour, Dar (2007); Harb et al. (2016); Harb et al. (2008); Alharbi, El-TaHER (2016) что повышенное содержание урана и редкоземельных элементов. Что касается значительных пиков на севере Египта, скорее всего, это связано с впадением Нила в море. кроме того, озера вдоль прибрежных районов, которые рассматриваются как реальные угрозы экологической ситуации на исследуемых объектах (Elmorsi et al. , 2019; Mandour et al., 2021; El-Gamal, 2017).

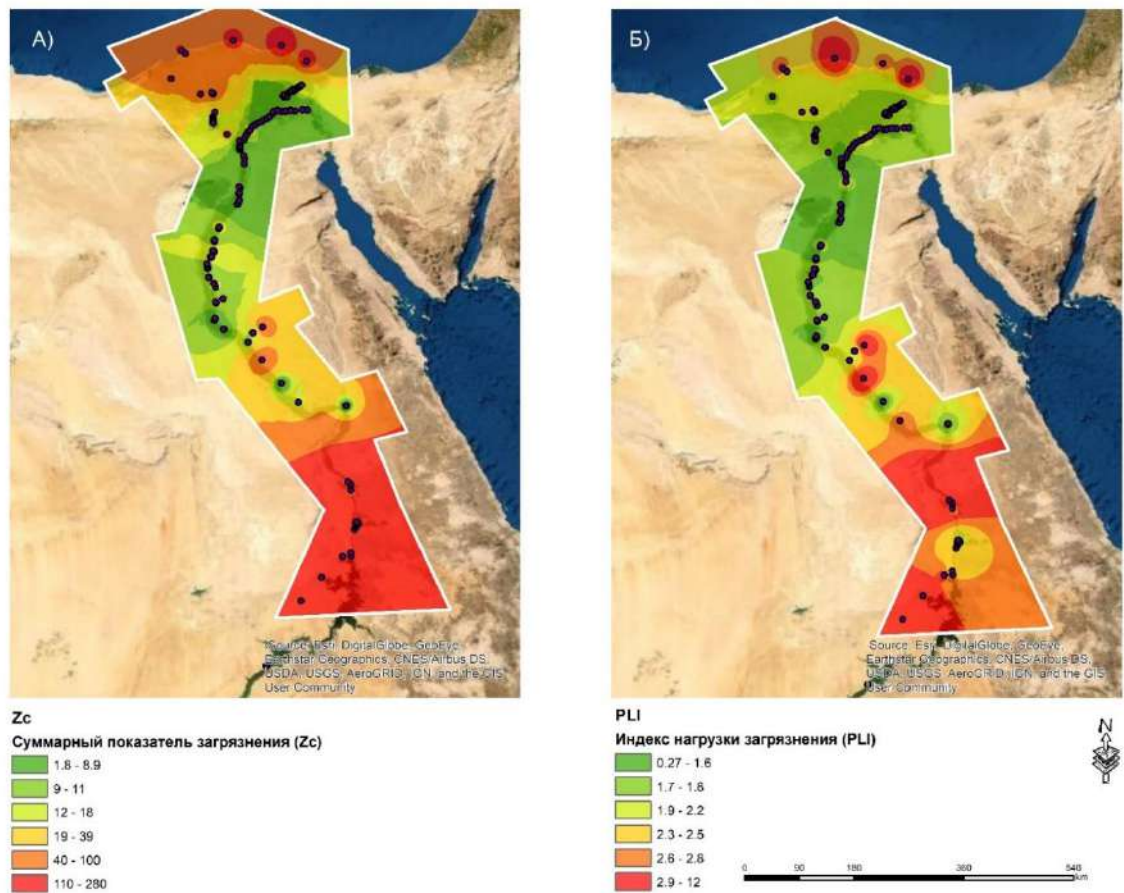


Рисунок 4-31: Пространственное распределение индекс нагрузки загрязнения PLI и суммарный индекс загрязнения Zc для Реки Нил и Дельты

Аналогичным образом, был рассчитан суммарный индекс загрязнения Zc для реки Нил и её Дельты. Результаты расчёта показали, что среднее значение Zc составило 30,2, что может классифицироваться как увеличение общей заболеваемости. Значение Zc варьируется от 1 для точки № 10 до 303,7 для точки № 57, которая находится в г. Хелуан. В Хелуане расположено множество заводов для производства сплавов металлов. Основываясь на критериях интерпретации, мы можем классифицировать профиль № 57 как место с высоким ростом заболеваемости детского населения и нарушением репродуктивной функции женщин (повышенный токсикоз беременности, число преждевременных родов,

мертворождений, гипотрофия новорождённых) (Andreev, Dzyuba, 2016; Shaykhutdinova, 2015).

Таблица 4-13: Приблизительная шкала оценки опасности загрязнения почвы по общему индексу загрязнения PI ( $Z_c$ )

Класс	категории ТРІ	значение $Z_c$	изменения в здравоохранении показатели загрязнения горячие точки
1	допустимая	$Z_c < 16$	самый низкий уровень заболеваемости детей и низкой частоты функциональных отклонений
2	умеренно опасная	$16 < Z_c < 32$	увеличение общей заболеваемости
3	опасных	$32 < Z_c < 128$	рост общей заболеваемости детей. В частности, дети с хроническими заболеваниями, нарушениями функционального состояния сердечно-сосудистой системы
4	Крайне опасны	$Z_c > 128$	Ростом заболеваемости детского населения, нарушением репродуктивной функции женщин (повышенный токсикоз беременности, число преждевременных родов, мертворождений, гипотрофия новорождённых)

Также результаты  $Z_c$  были нанесены на карту, как показано на Рисунок 4-31. В значительной степени места пиков с высоким индексом загрязнения совпадают с результатами РІІ. Для извлечения дополнительной информации о геохимических спектрах геохимические спектры загрязнения почв и донных отложений тяжёлыми металлами ТМ был рассчитан на основе значений Кс и иллюстрированный на Рисунок 4-32 .

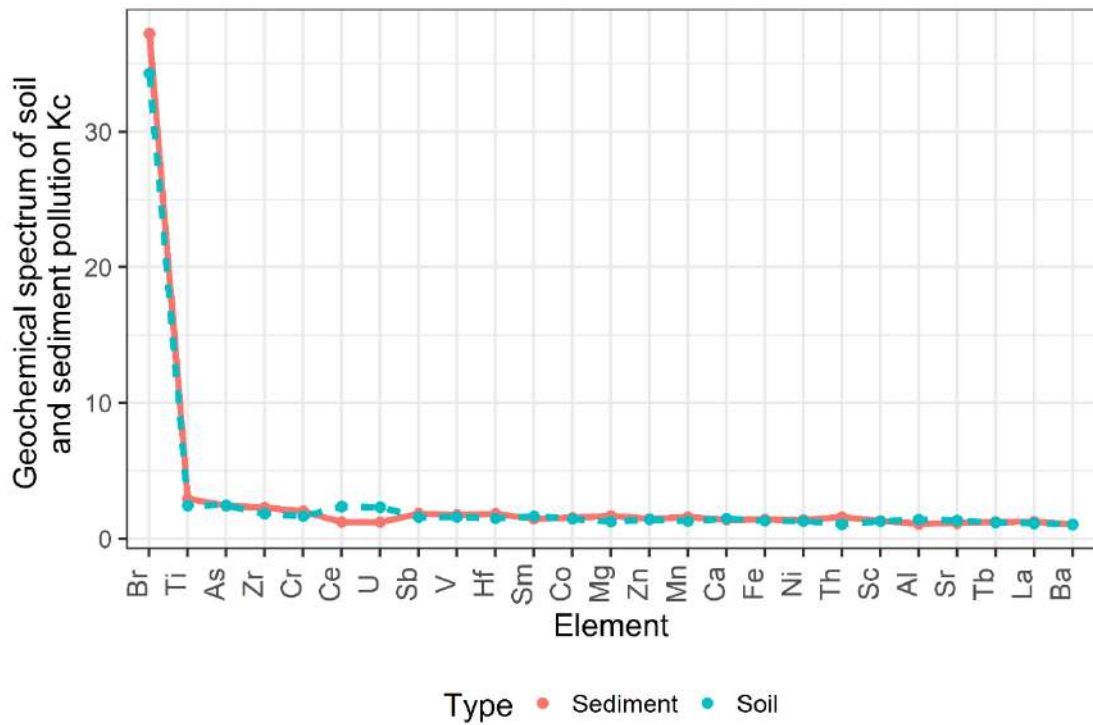


Рисунок 4-32: геохимический спектр загрязнения ТМ

Полученные формулы загрязнения почв и донных отложений ТМ были рассчитаны со следующими данными:

Донные отложение:

$$\text{Br}_{37.2}\text{As}_{2.4}\text{Ti}_{2.9}\text{Ce}_{1.2}\text{U}_{1.2}\text{Zr}_{2.3}\text{Sm}_{1.5}\text{Cr}_2\text{V}_{1.8}\text{Sb}_{1.8}\text{Hf}_{1.8}\text{Ca}_{1.4}\text{Co}_{1.6}\text{Zn}_{1.5}\text{Al}_{1.1}\text{Sr}_{1.1}\text{Fe}_{1.4}\text{Ni}_{1.4}$$

$$\text{Mn}_{1.6}\text{Sc}_{1.3}\text{Mg}_{1.7}\text{Tb}_{1.2}\text{La}_{1.2}\text{Th}_{1.6}\text{Ba}_{1.1}$$

Почва:

$$\text{Br}_{34.3}\text{As}_{2.5}\text{Ti}_{2.4}\text{Ce}_{2.4}\text{U}_{2.3}\text{Zr}_{1.8}\text{Sm}_{1.7}\text{Cr}_{1.7}\text{V}_{1.6}\text{Sb}_{1.6}\text{Hf}_{1.5}\text{Ca}_{1.5}\text{Co}_{1.5}\text{Zn}_{1.4}\text{Al}_{1.4}\text{Sr}_{1.4}\text{Fe}_{1.3}\text{Ni}_{1.3}\text{Mn}_{1.3}$$

$$\text{Sc}_{1.3}\text{Mg}_{1.3}\text{Tb}_{1.2}\text{La}_{1.1}\text{Th}_{1.1}\text{Ba}_{1.1}$$

## Красное море

Аналогическим образом был рассчитан индекс нагрузки PLI для Красного моря, где среднее значение составило 2,4, что можно классифицировать как загрязнённую территорию относительно категории интерпретаций. PLI был рассчитан с диапазоном с 1,4 для точки № 28 (район Эль-Хамравейн) до 4,3 для точки № 6 (Вади Эль-Гемаль). Наглядно результаты показаны на карте распределения точек и в таблице 3-2.

Как объяснялось ранее, исходные породы Вади Эль-Гемалья состоят из комплекса гранитов. Диориты и зелёная брекчия с отложениями вдоль от этой вади имеют относительно крупные рубки, возникающие в результате сильного водного движения в период обильных ливней. Два значимых объекта, отличающих эту вади - пальмы и мангровые деревья. Каменистый пляж в данной местности резко обрывается в глубокой воде. Скорее всего, это объясняет высокую величину PLI на этой территории. Пространственное распределение PLI вдоль египетских прибрежных районов Красного моря было отображено на карте и на Рисунок 4-33. С помощью ГИС технологий были выделены в общей сложности три региона со значительным количеством PLI - район Гемша (№14), Вади Лахми (№22), Куэй (Quei) (№25) и Вади-эль-Гемаль (№6).



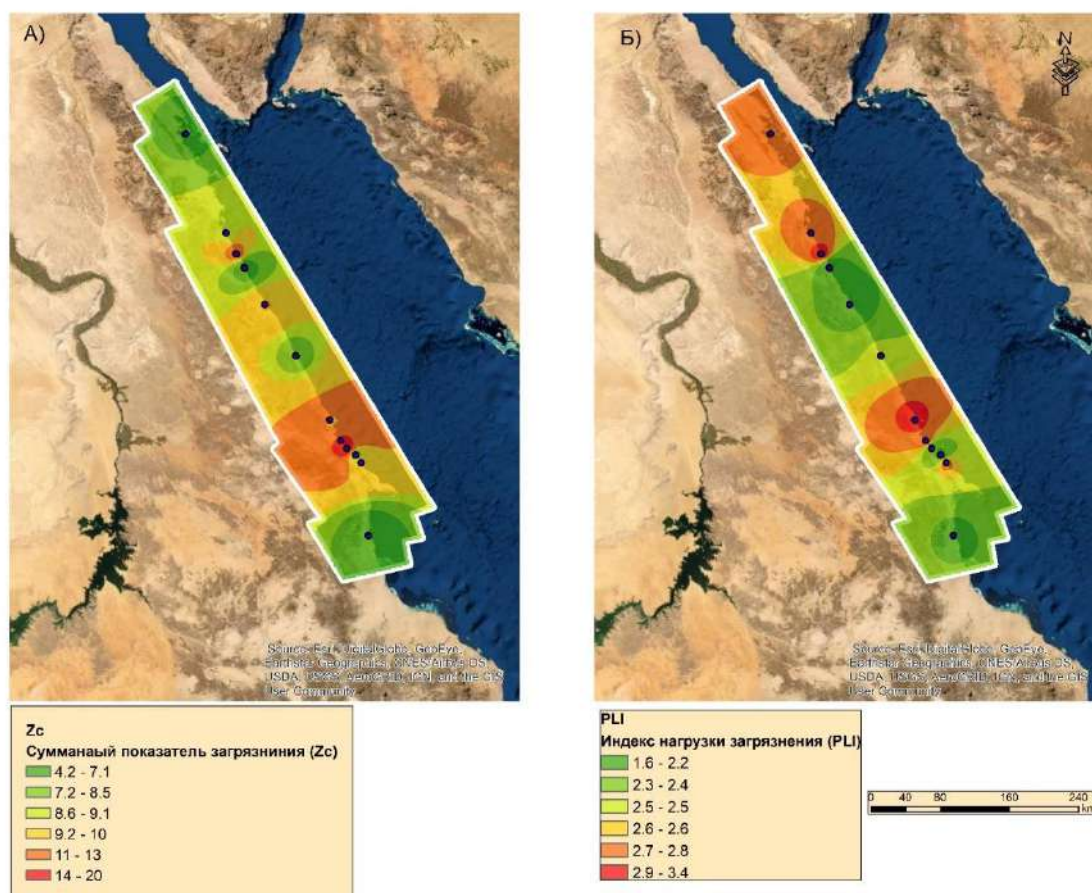


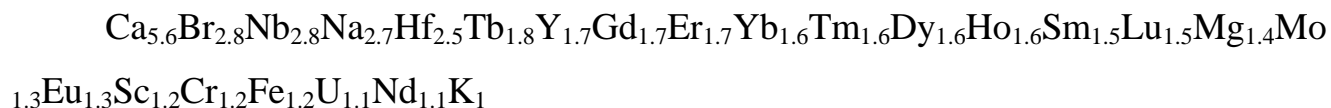
Рисунок 4-33: Пространственное распределение индекса нагрузки загрязнения PLI и суммарный показатель загрязнения Zc для Красного моря.

Также был рассчитан и нанесен на карту Zc Рисунок 4-33, как четко показано на карте. Интерполяция результатов была выполнена на основе метода «взвешивания обратного расстояния IDW» с использованием ГИС-технологий. Этот метод использовался из-за его простоты и в связи с отсутствием необходимости вычислять автокорреляцию между точками на градуированных расстояниях, когда основная задача состоит в поиске неизвестных точек по известным точкам и уменьшить влияния точек выбросов (outliers).

Среднее значение Zc варьируется от минимального значения 3,6 для точки №32 (Марса Хумира) до максимального значения 28,3 на точке №9 (Колан). В соответствии с критериями интерпретации Zc мы можем сделать вывод, что дополнительное внимание требуется для выяснения причины повышенного

загрязнения. Это классифицируется как фактор увеличения общей заболеваемости.

Полученные формулы загрязнения морских отложений определяемых элементов в морских отложениях Красного моря были рассчитаны и представлены следующим образом:



Геохимические спектры полученных элементов описывают уровень загрязнения морских отложений и показывают, что максимальное значение было отмечено для Ca, который имеет значительное количество в отложениях. Возможные причины, объясняющие эти выводы, объяснялись ранее. Это можно объяснить тем, что теплые соленые воды Красного моря перенасыщены по отношению к арагониту и магнезиальному кальциту. Несмотря на локальное преобладание этих фаз в отложениях южного Красного моря, в вышележащих водах практически не обнаружено признаков "хемогенного" карбоната: взвешенные карбонатные зерна являются либо биогенными, либо детритовыми. Осаждение карбоната кальция, по-видимому, ограничено донными или интерстициальными водами (Ellis, Milliman, 1985). Результаты геохимического спектра нанесены на график и проиллюстрированы на Рисунок 4-34.

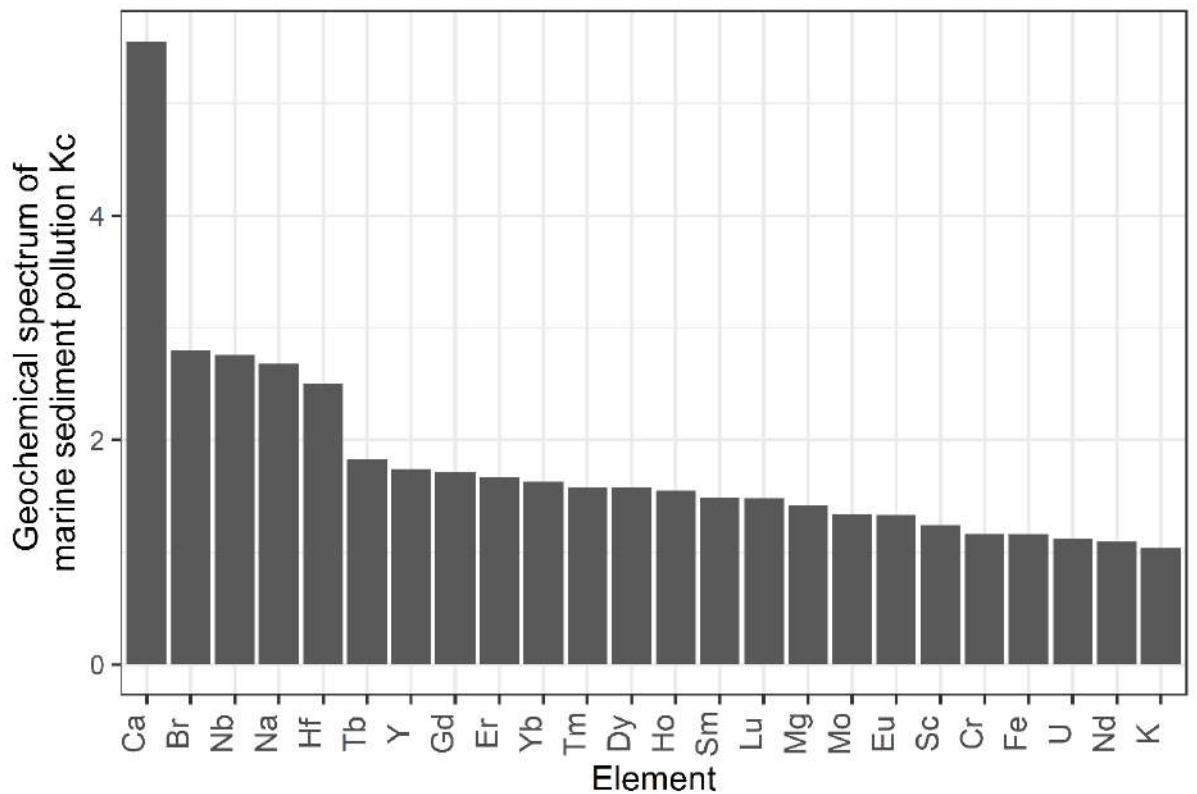


Рисунок 4-34: порядок убывания Кс элементов красного моря

В качестве примера рассмотрены 6 отобранных загрязнителей (Zn, As, Cr, Pb, Ni и Cu), которые считаются высокотоксичными, как сообщалось (US EPA, 2017). Карты пространственного распределения 6 загрязнителей представлены Рисунок 4-35 (A-F). Можно сделать следующие замечания:

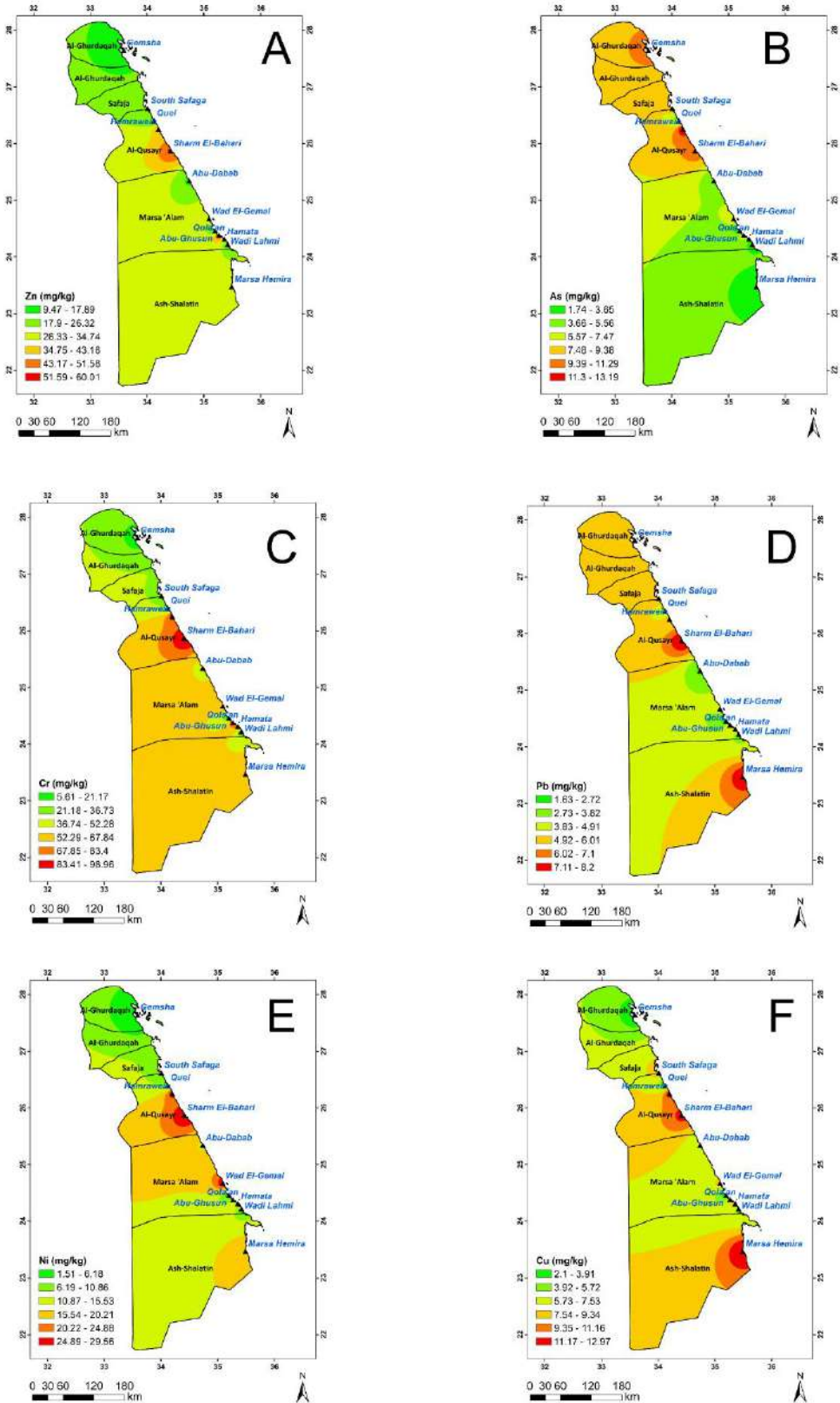


Рисунок 4-35: Карты пространственного распределения Zn, As, Cr, Pb, Ni и Cu на основе метода взвешивания обратных расстояний (IDW).

- Район Шарам Эль-Бахари, расположенный в городе Эль-Кусейр, имеет относительно повышенные концентрации всех шести загрязняющих веществ, что может быть объяснено наличием морского порта и соответствующих отраслей промышленности;
- Концентрация мышьяка, как показано на Рисунок 4-35 В), в городе Аль-Кусейр достаточно ощутима и выше к северной части побережья египетского Красного моря. Источников загрязнения мышьяком несколько: естественное геологическое присутствие в местных коренных породах, а также богатые мышьяком геотермальные жидкости, вступающие в контакт с поверхностными водами, фосфорными удобрениями и золой.
- Концентрация свинца (Pb) и меди (Cu) имеет свои пиковые значения в двух районах: Шарам-эль-Бахари в середине побережья и ниже к южной части района Марса-Хемира, как четко показано на Рисунок 4-35 D). Скорее всего это связано с неконтролируемым выбросом отходов.
- Несмотря на то, что концентрация никеля (Ni) имеет пиковое значение в двух районах, Шарм-эль-Бахари и Вади-эль-Гемаль, оно в целом меньше, чем опубликованные значения в других местах.

Концентрация некоторых токсичных элементов (Zn, As, Cr, Pb, Ni, Cu) была сопоставлена с данными, опубликованными для прибрежных районов Красного моря Саудовской Аравии и Египта другими учеными и результаты исследования представлены в Таблица 4-14.

Таблица 4-14: Сравнение настоящей работы с аналогичными работами, опубликованными во всем мире.

Страна	Массовая доли элементов (мг/кг)						Reference.
	Zn	As	Cr	Pb	Ni	Cu	
Саудовская Аравия	26.79	8.28	24.79	5.55	14.23	9.33	(Ruiz-Compean et al., 2017)
Саудовская Аравия	47.72	6.49	20.32	-	22.17	17.27	(Karuppasamy et al. , 2017)
Саудовская Аравия	623.09	-	245.96	362.75	-	251.82	(Al-Mur et al., 2017)
Саудовская Аравия	8.15	22.68	75.02	4.07	50.72	5.19	(Fowler et al., 1993)
Саудовская Аравия	52-76	-	12-23	80-99	-	17-24	(Badr et al. , 2009)
Египет	26.27	-	-	1.89	13.72	0.62	(El Nemr et al. , 2016)
Египет	79.6	-	-	48.2	51	35.8	(El-Taher et al. , 2018)
Египет	12.41	-	-	1.51	7.21	4.57	(Mansour et al. , 2013)
Египет	-	-	-	41.7	51.39	36.22	(Madkour, 2005)
Египет	93.5	-	-	54	58	51.3	(El-Taher, Madkour, 2011)
Египет	22.19	-	82.74	13.17	25.93	8.46	(Soliman et al., 2015)
Иордания	42.43	-	-	96.67	39.33	8	(Abu-Hilal, Badran, 1990)
Египет (данная работа)	27.59 ± 16.81 (9– 62)	6.23 ± 3.78 (2 – 13)	52.65 ± 33.16 (5 - 99)	4.87 ± 2.02 (2 – 8)	14.33 ± 10.12 (1 – 29)	7.38 ± 3.69 (2 – 3)	Данная работа
Сред. значение	65	-	74	17	40	40	(Taylor, McLennan, 2008)

Как показано в таблице, концентрация токсичных элементов варьируется. Результаты данной работы хорошо совпадают с данными опубликованными результатами для Египта (Soliman et al. , 2015) для Zn и Cu. Кроме того, концентрации Zn, As, Pb, Ni, и Cu соответствуют полученным результатам (Ruiz-Compean et al., 2017) для прибрежных территорий Красного моря в Саудовской Аравии. Результаты оказались ниже, чем опубликованные (Kagurppasamy et al. , 2017) для прибрежных районов Красного моря в Саудовская Аравия. Полученные результаты оказались ниже, чем среднее значение опубликованных результатов (Taylor, McLennan, 2008).

### Средиземное море

Таким же образом PLI и Zc были рассчитаны для проверки качества поверхностных отложений, собранных вдоль прибрежных районов египетского Средиземного моря. Был определен индекс нагрузки загрязнения (PLI) каждого участка, и результаты показаны в Таблица 4-15.

Таблица 4-15: индекс нагрузки загрязнения (PLI) для средиземного моря

Класс	Величина PI	Загрязнение отложениями	Рас Эльбар	Эльбруллус	Розетта
1	$PI < 1$	отсутствует			
2	$1 < PI < 2$	низкий	24	4	2
3	$2 < PI < 3$	умеренный	26	18	5
4	$3 < PI < 5$	сильный	8	7	5
5	$PI > 5$	очень сильный			

Значения PLI, превышающие единицу, указывают на прогрессирующее ухудшение качества морских отложений, как сообщается Abdel Ghani (2015). Среднее значение PLI показывает, что количество участков с низким уровнем загрязнения ( $1 < PLI < 2$ ) составляет 24, 4 и 2 для Рас-Эльбара, Эльбруллуса и Розетты, соответственно. Кроме того, умеренно загрязнённые ( $2 < PLI < 3$ ) участки были обнаружены в общей сложности на 16, 18 и 5 участках, соответственно. Однако сильно загрязнённые участки ( $3 < PLI < 5$ ) были зарегистрированы в общей

сложности на 8, 7 и 5 участках, соответственно. Результаты индекса нагрузки загрязнения PLI были проиллюстрированы на Рисунок 4-36.

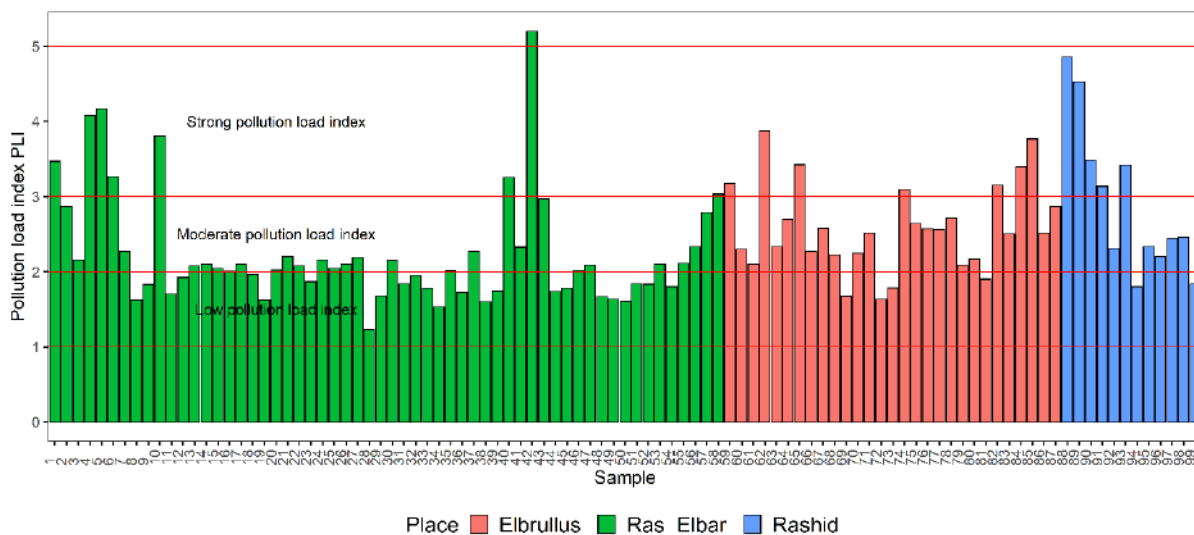


Рисунок 4-36: распределение индекса нагрузки загрязнения PLI по прибрежным районам

На рисунке показано, что самый высокий PLI был отмечен в следующих местах:

- **Рас-Эльбар:** Участки № 42, 5, 4, 10 и 1 были классифицированы как высокие, где PLI варьируется от максимального значения 5,2 для участка № 42 (озеро Аль-Манзала) до минимального значения 1,2 для участка № 28, являющегося курортной зоной.
- **Эльбруллус:** Значения PLI оказались высокими для участков 62, 85, 65, 84 и 59. Для участка № 72 наименьшее значение PLI составляет 1,6 и это - сельскохозяйственные земли вблизи побережья. Участок № 62 имеет наибольшее значение 3,78, эта точка недалеко от выхода озера Эльбруллус в море. Данные показатели можно объяснить накоплением отложений и неконтролируемым сбросом отходов в озеро.
- **Рашид:** Пять точек (88, 89, 90, 93 и 91) были признаны сильно загрязненными ( $3 < \text{PLI} < 5$ ). Самое высокое значение было отмечено на



участке № 88, в то время как самое низкое значение наблюдалось на участке № 94.

Распределение плотности индекса нагрузки загрязнения PLI нанесено на карту и показано на Рисунок 4-37. На карте показаны четыре основных местоположения, которые можно классифицировать как сильно загрязненные. Сильно загрязненными местами являются i) прибрежная зона вместе с озером Аль-Манзала, ii) устье реки Нил в море (район Лесан - Рас-Эльбар) и простирающееся на запад iii) выход озера Эльбруллус в море и, наконец, iv) изгиб Абу-Кира. Источники загрязнения этих горячих точек можно объяснить следующим образом: i) Большие площади северо-западного берега озера Аль-Манзала были превращены в рыбные фермы. Ежегодно  $3,7 \text{ км}^3$  пресной воды поступает в озеро Манзала через девять основных стоков и каналов. Наиболее важными из них являются Фараскур, Аль-Сарв, Багхаус, Абу-Гарда и Бахр-эль-Бакар .

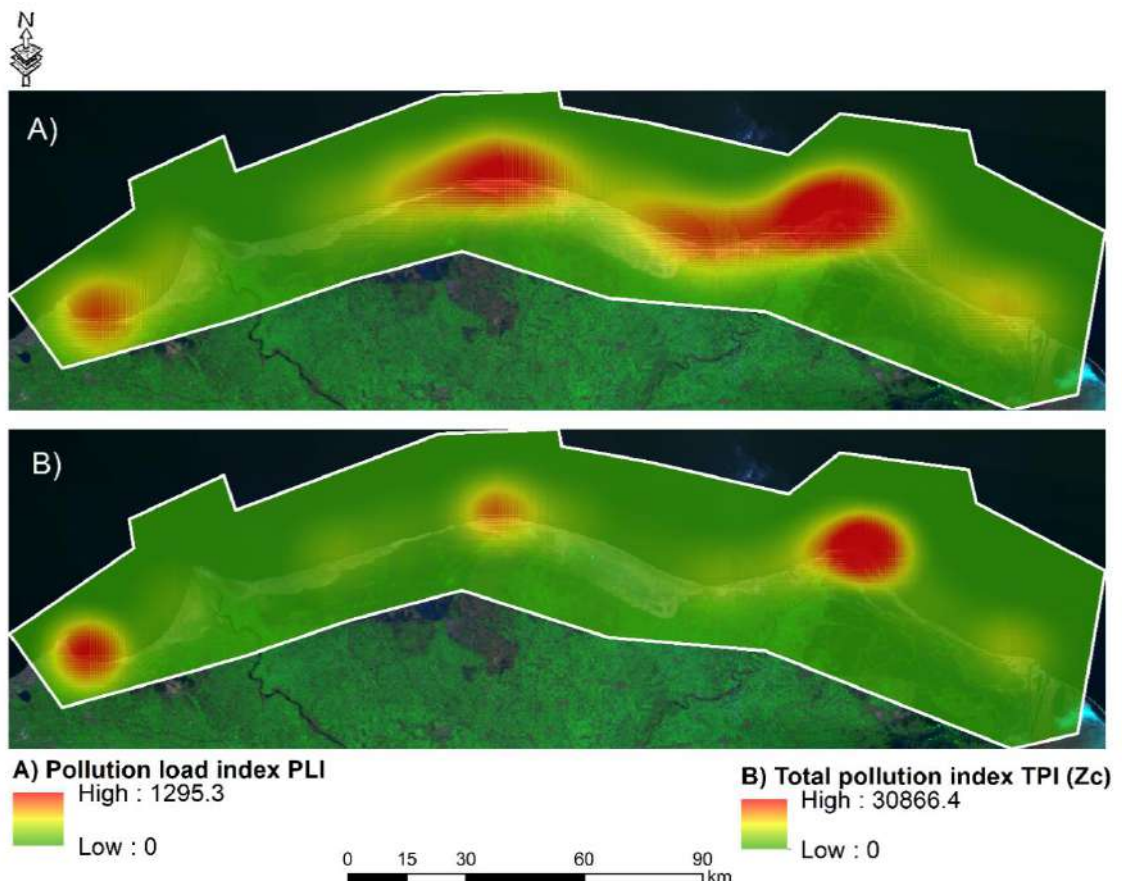


Рисунок 4-37: Плотность распределение индекса нагрузки загрязнения PLI и суммарный показатель загрязнения  $Z_c$  для Средиземного моря.

Как сообщалось El-Gamal (2017), наиболее загрязненными являются: i) озеро Манзала, основным источником загрязнения которого является сток Бахр-эль-Бакар, ii) озеро Эль-Буруллус, который получает дренажные воды, содержащие антропогенные материалы, из сельскохозяйственных районов через семь стоков в дополнение к пресной воде из канала Брембаль, iii) озеро Мариут, площадь которого сократилась более чем на 75 % от первоначальной и продолжает сокращаться в связи с чрезмерной застройкой городов и сбросом твёрдых отходов быстро растущего города Александрия. Озеро является эвтрофным и представляет собой самое загрязнённое водно-болотное угодье в Египте. Уровень загрязнения особенно высок, поскольку Александрия является динамично развивающимся курортным и промышленным центром. Перспективы на будущее этого водно-болотного угодья довольно мрачные (Baha El Din, 2001).

Уровень химического загрязнения морских отложений оценивается как показатель неблагоприятного воздействия на здоровье населения. Был рассчитан суммарный индекс загрязнения и результаты расчёта представлены в Таблица 4-16. Основываясь на результатах, приведённых в Таблица 4-16, можно сделать следующие выводы:

$Z_c$  классифицируется как умеренно опасный для 14, 7 и 5 местоположений в секторах Рас-Эльбар, Эль-Буруллус и Розетта соответственно. Этот показатель может привести к увеличению общей заболеваемости. Кроме того, опасный класс был зарегистрирован в 4, 7 и 1 местах для секторов Рас-Эльбар, Эльбуруллус и Розетта соответственно. Исходя из категорий  $Z_c$ , на этих участках наблюдается рост общей заболеваемости детей с хроническими заболеваниями и нарушениями функционального состояния сердечно-сосудистой системы. В конце концов, чрезвычайно опасный ТРІ был замечен для двух участков (№ 88 и 89) в Рас-Эльбаре и двух других участков (№ 40 и 42) в Розетте. Пока для Эльбурулла не

был рассчитан чрезвычайно опасный ТРІ. Распределение плотности общего индекса загрязнения было нанесено на карту и проиллюстрировано на Рисунок 4-37. Результаты РІІ и ТРІ согласуются, и в соответствии с категорией опасности, показанной каждым индексом, они определились как горячие точки, которые представляют значительный риск для здоровья человека и качества поверхностных морских отложений. Однако можно утверждать, что ТРІ превосходит РІІ с точки зрения точности, поскольку РІІ, по-видимому, переоценивает экологическую ситуацию.

В итоге, классы, категории, значение  $Z_c$  и соответствующее изменения показателей общественного здравоохранения в горячих точках загрязнения для объектов исследований представлены в Таблица 4-16.

Таблица 4-16: классы, категории и значение  $Z_c$  и соответствующее изменения показателей общественного здравоохранения в горячих точках загрязнения (Andreev, Dzyuba, 2016; Shaykhutdinova, 2015; Saet et al. , 1990).

Класс	Категории ТРІ	Значение $Z_c$	Река Нил		Красное море	Средиземное море			Изменения показателей общественного здравоохранения в горячих точках загрязнения
			Отложение	Почва		Рас эль Бар	Эль Буруллус	Розетта	
1	допустимая	$Z_c < 16$	32	103	30	37	15	3	самый низкий уровень заболеваемости детей и низкой частоты функциональных отклонений
2	умеренно опасная	$16 < Z_c < 32$	4	4	2	14	7	6	увеличение общей заболеваемости
3	опасный	$32 < Z_c < 128$	4	16		5	7	1	рост общей заболеваемости детей. В частности, дети с хроническими заболеваниями, нарушениями функционального состояния сердечно-сосудистой системы
4	Крайне опасны	$Z_c > 128$	3	10		2		2	Ростом заболеваемости детского населения, нарушением репродуктивной функции женщин (повышенный токсикоз беременности, число преждевременных родов, мертворождений, гипотрофия новорожденных)

Полученные формулы загрязнения морских отложений определяемых элементов в морских отложениях Средиземного моря были рассчитаны для трех секторов и представлены следующим образом:

- Рас эльБар: Cl<sub>9.2</sub> Sn<sub>3.6</sub> Zr<sub>3.4</sub> Hf<sub>2.5</sub> Cr<sub>2</sub> Ti<sub>1.8</sub> Na<sub>1.4</sub> Ca<sub>1.4</sub> Sr<sub>1.4</sub> Si<sub>1.3</sub> Mg<sub>1.2</sub> Eu<sub>1</sub> V<sub>0.9</sub> Sc<sub>0.8</sub> Dy<sub>0.8</sub> Co<sub>0.8</sub> Yb<sub>0.8</sub> Mn<sub>0.7</sub> Fe<sub>0.7</sub> Tb<sub>0.7</sub> Ni<sub>0.6</sub> Ta<sub>0.6</sub> Lu<sub>0.6</sub> Ba<sub>0.6</sub> Nd<sub>0.5</sub> Ce<sub>0.5</sub> Sm<sub>0.4</sub> Al<sub>0.4</sub> Zn<sub>0.4</sub> Th<sub>0.4</sub> U<sub>0.3</sub> La<sub>0.3</sub> K<sub>0.3</sub> Br<sub>0.2</sub> Rb<sub>0.2</sub> Mo<sub>0.2</sub> As<sub>0.1</sub> Sb<sub>0.1</sub> Cs<sub>0.1</sub>. Геохимический спектр имеют максимальное значение для Cl и минимальное значение для Cs со средним значением 1,1.
- Эль-Буруллус : Sn<sub>7.1</sub>, Cl<sub>6.2</sub>, Zr<sub>3.5</sub>, Hf<sub>3.2</sub>, Ti<sub>2.7</sub>, Cr<sub>1.7</sub>, Si<sub>1.4</sub>, Ca<sub>1</sub>, Mn<sub>0.9</sub>, Dy<sub>0.8</sub>, Na<sub>0.8</sub>, V<sub>0.8</sub>, Mg<sub>0.8</sub>, Lu<sub>0.7</sub>, Sr<sub>0.7</sub>, Sc<sub>0.7</sub>, Yb<sub>0.6</sub>, Ta<sub>0.6</sub>, Eu<sub>0.5</sub>, Sm<sub>0.5</sub>, Tb<sub>0.5</sub>, Mo<sub>0.4</sub>, Fe<sub>0.4</sub>, U<sub>0.3</sub>, Co<sub>0.3</sub>, Ba<sub>0.3</sub>, Th<sub>0.3</sub>, Ni<sub>0.3</sub>, Ce<sub>0.3</sub>, Zn<sub>0.2</sub>, La<sub>0.2</sub>, Al<sub>0.2</sub>, Nd<sub>0.2</sub>, K<sub>0.1</sub>, Sb<sub>0.1</sub>, As<sub>0.1</sub>, Rb<sub>0.1</sub>, Br<sub>0.1</sub>, Cs<sub>0</sub>. Геохимический спектр имеют максимальное значение для Sn и минимальное значение для Cs со средним значением 1,01.
- Розетта: Cl<sub>32.4</sub>, Sn<sub>7.3</sub>, Ca<sub>2.6</sub>, Na<sub>2.4</sub>, Sr<sub>1.8</sub>, Br<sub>1.6</sub>, Si<sub>1.3</sub>, Zn<sub>1.1</sub>, Mg<sub>1.1</sub>, Ti<sub>1</sub>, Hf<sub>0.7</sub>, Zr<sub>0.7</sub>, Eu<sub>0.6</sub>, Cr<sub>0.6</sub>, V<sub>0.6</sub>, Ba<sub>0.5</sub>, Dy<sub>0.5</sub>, Sm<sub>0.5</sub>, Mo<sub>0.5</sub>, Sc<sub>0.5</sub>, Mn<sub>0.5</sub>, Tb<sub>0.4</sub>, Co<sub>0.4</sub>, Yb<sub>0.4</sub>, Ni<sub>0.4</sub>, Lu<sub>0.4</sub>, Al<sub>0.4</sub>, Fe<sub>0.4</sub>, Ta<sub>0.3</sub>, K<sub>0.3</sub>, Ce<sub>0.3</sub>, La<sub>0.3</sub>, U<sub>0.2</sub>, Nd<sub>0.2</sub>, As<sub>0.2</sub>, Rb<sub>0.1</sub>, Th<sub>0.1</sub>, Sb<sub>0.1</sub>, Cs<sub>0.1</sub>. Геохимический спектр имеют максимальное значение для Cl и минимальное значение для Cs со средним значением 1,6.

Как видно из рисунка, почти во всех местах Кс, Cl значителен, за исключением Sn в случае Эль-Буруллуса, как показан на Рисунок 4-38. Эти результаты могут быть объяснены выветриванием моря, так как Cl является галогеном. Повышенные значения Sn в основном связаны с красками, используемыми в транспортной отрасли.

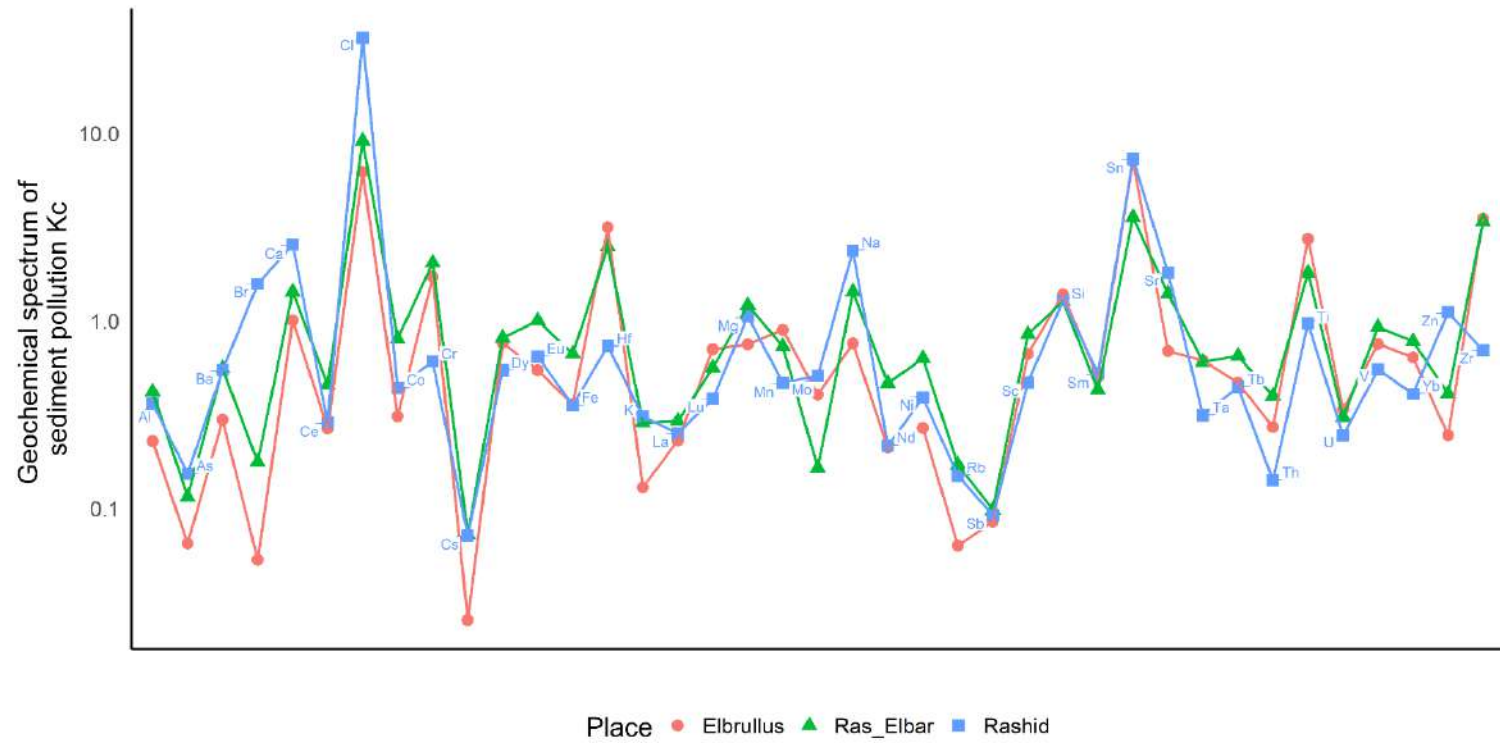


Рисунок 4-38: геохимический спектр полученных элементов в морских отложениях средиземного моря

В заключение в график внесён вклад каждого элемента (Кс) в процентах от каждого сектора и проиллюстрирован на Рисунок 4-39. Как отображено на рисунке, Cl и Sn демонтируются.

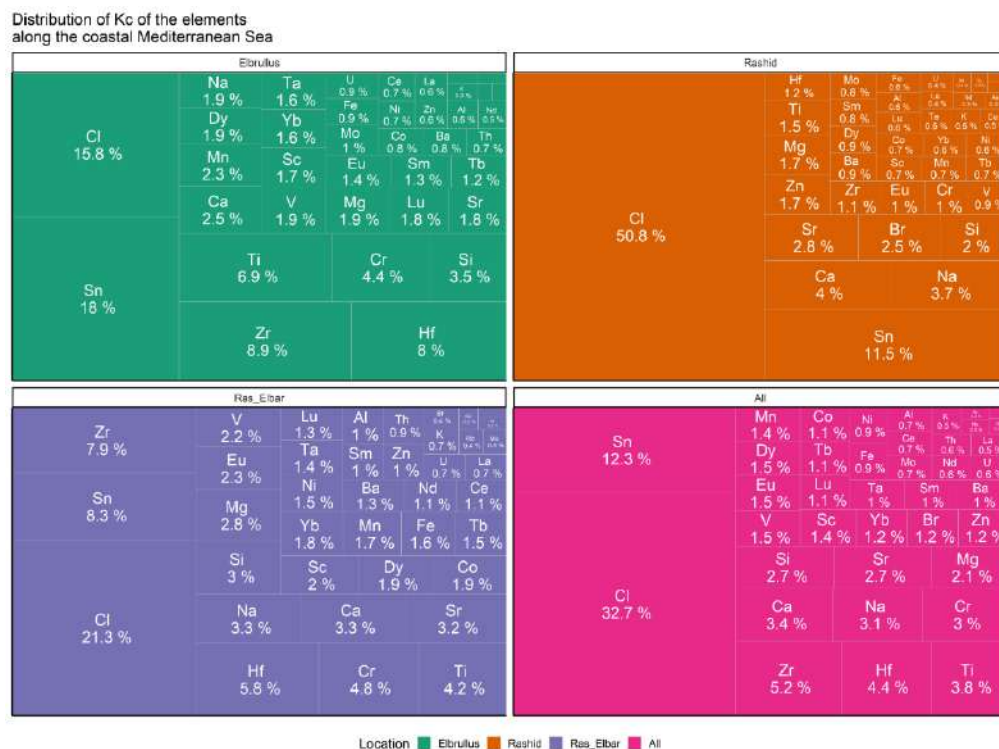


Рисунок 4-39: распределение Кс для элементов в изученных районах Средиземного моря

#### 4.4.2.4 Индекс загрязнения (Nemerow PINem)

Индекс загрязнения Nemerow PINem используется для определения степени загрязнения окружающей среды почвы и интегративной оценки качества окружающей среды почвы и приводится следующим образом (Kowalska et al. , 2018; Cheng et al., 2007):

$$PI_{Nem} = \sqrt{\frac{\left(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n PI\right)^2 + PI_{max}^2}{2}} \quad (30)$$

где PI - средние расчётные значения для единичного индекса загрязнения по количеству металлов n,  $PI_{max}$  — это максимальное значение индексов загрязнения всех металлов (Kowalska et al. , 2018). Классы и категории интерпретации были

созданы на основе Nemerrow синтетических индексов загрязнения как показаны в Таблица 4-17.

Установлено, что среднее значение  $\pm$  стандартная ошибка для PINem в донных отложениях составляет  $16.6 \pm 6.1$  при минимальном значении от 0 до максимального значения 181,4, которые были отмечены для местоположения № 86 и 153 соответственно. Для почвы, установлено, что среднее значение  $\pm$  стандартная ошибка составляет  $18,3 \pm 3,4$  при минимальном значении от 0 до максимального значения 206,8, которые были отмечены для местоположения № 49 и 15 соответственно. Эти результаты были сопоставлены с результатами, опубликованными в качестве критериев интерпретации, и максимальные значения классифицируются как сильно загрязнённые места Таблица 4-17. В дополнение к незначительному загрязнению в этих местах наблюдается геогенное возвышение металлов. Результаты отображены на карте Рисунок 4-40 в виде гистограммы для лучшей визуализации.



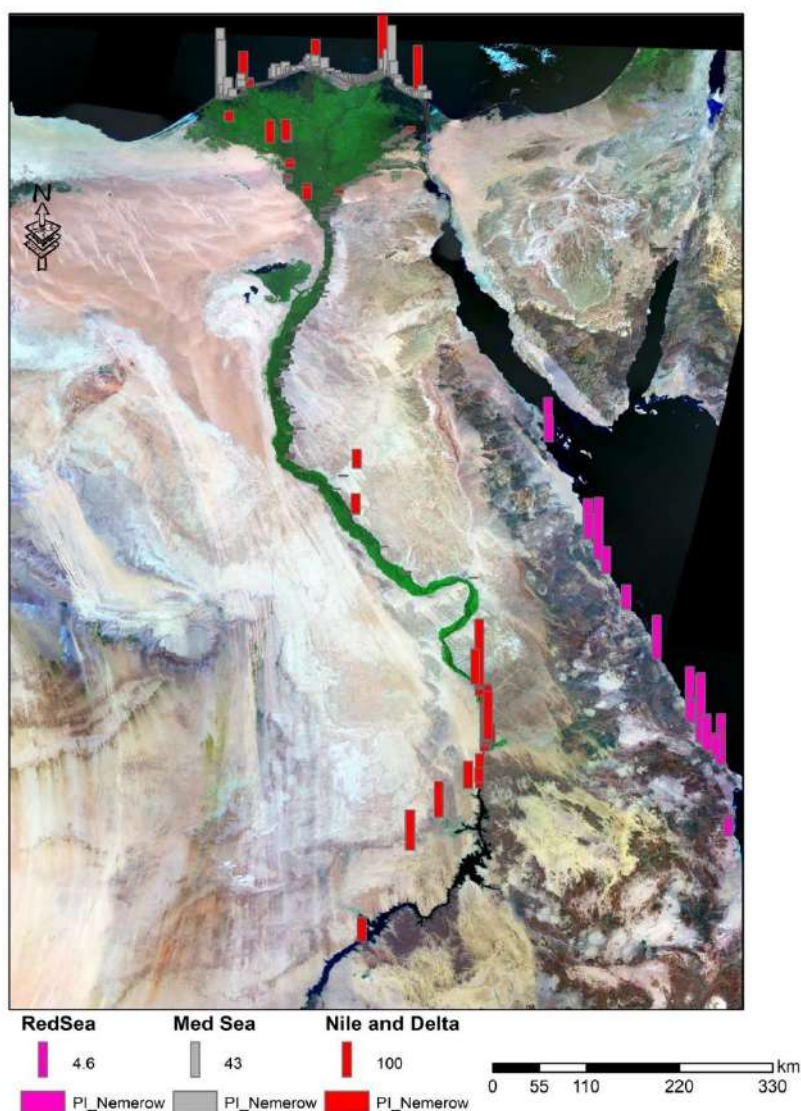


Рисунок 4-40: карта распределения PINem по Египту

Что касается Красного моря, среднее значение  $\pm$  стандартная ошибка составило  $4,4 \pm 0,3$  при минимальном значении от 2,1 и максимальном значении 9,2, они были отмечены для местоположения № 28 и 5 соответственно. Областью, соответствующей пиковому значению, является Абу-Гусун, что является ожидаемым результатом, исходя из антропогенной деятельности и процессов добычи полезных ископаемых. Согласно таблице критериев Таблица 4-17, это место классифицируется как серьёзно загрязнённая территория. Результаты PINem внесены на карту Рисунок 4-40.

Такой же показатель был рассчитан для египетских прибрежных районов Средиземного моря. В целом, установлено, что среднее значение  $\pm$  стандартная ошибка составляет  $9,8 \pm 1,2$  с минимальным значением от 1,2 и максимальным значением 85,2, что было отмечено для местоположения № 28 (Рас Эль Бар) и 88 (Розетта) соответственно. Вклад индекса для каждого сектора был рассчитан отдельно таким образом:

**Эль Бурулус:** Установлено, что среднее значение  $\pm$  стандартная ошибка составляет  $7,6 \pm 0,9$  с минимальным значением от 1,8 и максимальным значением 16,8, которые были отмечены для местоположений № 73 и 65 соответственно.

**Розетта:** Установлено, что среднее значение  $\pm$  стандартная ошибка составляет  $23 \pm 7,7$  с минимальным значением 2,8 и максимальным значением 85,2, которые были отмечены для местоположений № 94 и 88 соответственно.

**Рас эль Бар:** установлено, что среднее значение  $\pm$  стандартная ошибка составляет  $8,2 \pm 1,1$  при минимальном значении от 1,2 и максимальном значении 61,9 мг/кг, что было отмечено для местоположений № 28 и 42 соответственно. Результаты индекса отображены на карте Рисунок 4-40.

Таблица 4-17: количество образцов и классы, и категории Неметров индекс загрязнения  $PI_{Nem}$ 

Классы	Значение индекса	Река Нил		Красное море	Средиземное море			Категория
		Отложения	Почва		Рас эль Бар	Эль Буруллус	Розетта	
1	$\leq 0.7$	24	55					Область безопасности
2	0.7-1	4	28					Предосторожность
3	1-2	8	18		1	1		Незначительный
4	2-3		5	10	1	6	1	Умеренный
5	$\geq 3$	7	27	22	56	22	11	Серьезный

#### 4.4.2.5 Модифицированный индекс загрязнения (Modified pollution index MPI)

Brady et al. (2015) разработал другой подход для устранения недостатков и ограничений, которые были обнаружены в других индексах загрязнения, и, в частности, в индексе загрязнения (на пример  $PI_{Nem}$ ) — это модифицированный индекс загрязнения MPI. Разработанный MPI имеет ту же концепцию, что и  $PI_{Nem}$ , однако он основан на коэффициенте обогащения, а не на едином индексе загрязнения PI. Модифицированный индекс загрязнения MPI рассчитывается с использованием следующего уравнения (31).

$$MPI = \sqrt{\frac{(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n EF)^2 + EF_{max}^2}{2}} \quad (31)$$

где EF-средние расчетные значения коэффициента обогащения по количеству металлов n,  $EF_{max}$  - максимальное значение коэффициента обогащения всех металлов на исследуемом участке (Brady et al. , 2015). Категории и классы интерпретации MPI приведены в Таблица 4-18.

Таблица 4-18: Модифицированный индекс загрязнения MPI классы загрязнения почвы и отложений в исследуемых объектах

Классы	Значение индекса	Категория
0	$MPI \leq 1$	Незагрязнённый
1	$1 < MPI < 2$	Слегка загрязнён
2	$2 < MPI < 3$	Умеренно загрязнённый
3	$3 < MPI < 5$	Умеренно-сильно загрязнённые
4	$5 < MPI < 10$	Сильно загрязнён
5	$10 < MPI$	Сильно загрязнён

MPI был рассчитан для донных отложений Нила и Дельты. Результаты индекса показали, что минимальным значением является 0.9 для точки № 95,

максимальным значением - 690,1 для точки № 147 и среднее значение  $\pm$  стандартная ошибка составляет  $36.6 \pm 18$ . Также был уставлен для почвы, где MPI среднее значение  $\pm$  стандартная ошибка  $24.5 \pm 5.3$  и диапазон от 1.1 до 384,1 для точек 61 и 2, соответственно. Количество образцов, соответствующих категории для реки Нил и Дельты представлены в Таблица 4-19.

MPI был рассчитан для прибрежных районов египетского побережья Красного моря, и результаты показывают, что среднее значение  $\pm$  SE составляет  $71,4 \pm 24,7$  с диапазоном от 4,1 до 587,3 для местоположений № 9 и 5 соответственно. Максимальное значение было отмечено для района Абу-Гусун. Полученные результаты для Красного моря согласуются с индексом PINem, и с помощью двух индексов были определены одни и те же местоположения. количество точек и соответствующие классы, и категории приведены в Таблица 4-19.

Аналогичным образом, MPI был рассчитан для прибрежных районов египетского побережья Средиземного моря, и результаты показали, что для сектора Эль –Буруллус, среднее значение  $\pm$ SE составляет  $29,9 \pm 5,3$ . минимальное и максимальное значения варьируются от 10,6–№ 76 и 150–№ 85 соответственно. Для Розетты показатели составляют  $53.9 \pm 9.8$  с диапазонами от 13,9 до 128 для точек 94 и 88, соответственно. В итоге среднее значение и SE для Рас-Эльбара было рассчитано как  $17,4 \pm 1,9$ . Минимальными и максимальными значениями являются 5 и 59,5 для точек № 33 и 2, соответственно. Максимальные значения близки к впадению Нила в море или вместе с озером Эль Буруллус, где значительное загрязнение заметно из-за неконтролируемого удаления отходов (Hereher, 2015; Emelyanov, Shimkus, 1986; UNEP-MAP, 2012; El-Sorogy et al. , 2016; Soliman et al. , 2015; Carpenter, Kostianoy, 2018; Hughes, 2013; Atzori et al., 2018; Gabrielides, 1995; Tranchida et al., 2011; Farhat, 2019; Khaled et al., 2010; Sartini et al., 2017) . Количество образцов, соответствующих категории для Средиземного моря представлены в Таблица 4-19 и процентный вклад каждого

объекта исследования по Египту представлен на Рисунок 4-41 и по каждому сектору отдельно на Рисунок 4-42

Таблица 4-19: количество образцов и классы, и категории MPI

Значение индекса	Река Нил		Красное море	Средиземное море			Категория
	Отложения	Почва		Рас эль Бар	Эль Буруллус	Розетта	
$MPI \leq 1$	2						Незагрязненный
$1 < MPI < 2$	16	28					Слегка загрязненный
$2 < MPI < 3$	10	39					Умеренно загрязненный
$3 < MPI < 5$	5	28	1				Умеренно-сильно загрязненный
$5 < MPI < 10$	3	9	11	24			Сильно загрязненный
$10 < MPI$	7	29	20	34	29	12	Сильно загрязненный

Distribution of modified pollution index MPI

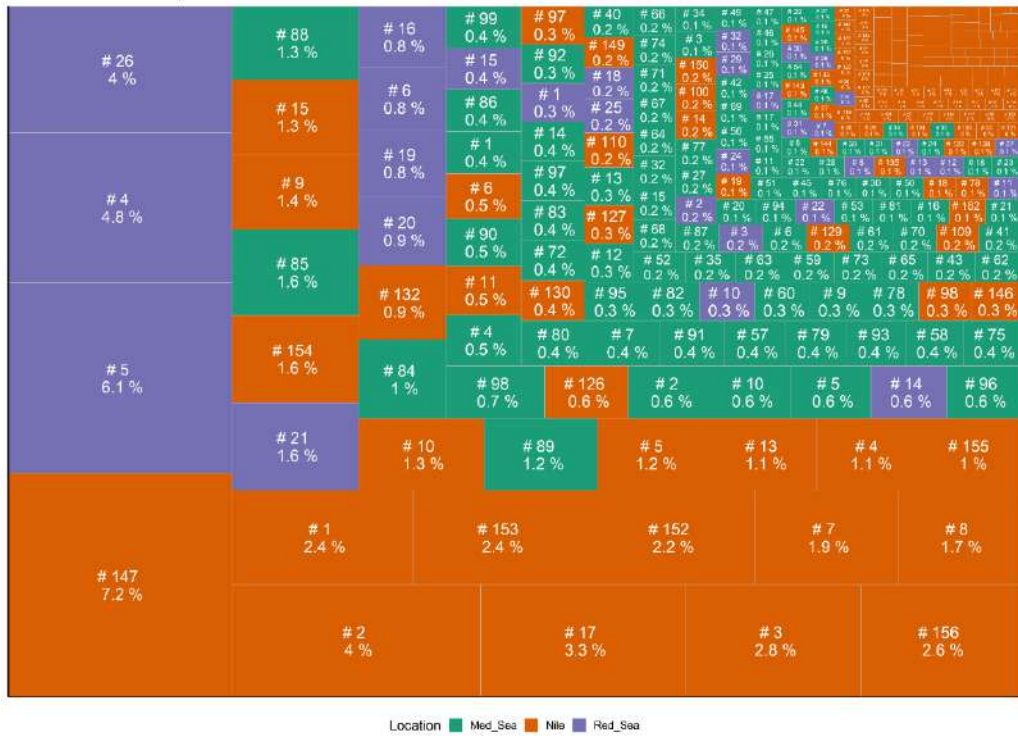


Рисунок 4-41: распределение MPI по Египту в объектах исследования (%). Общее количество объектов составляет 307.

Distribution of modified pollution index MPI

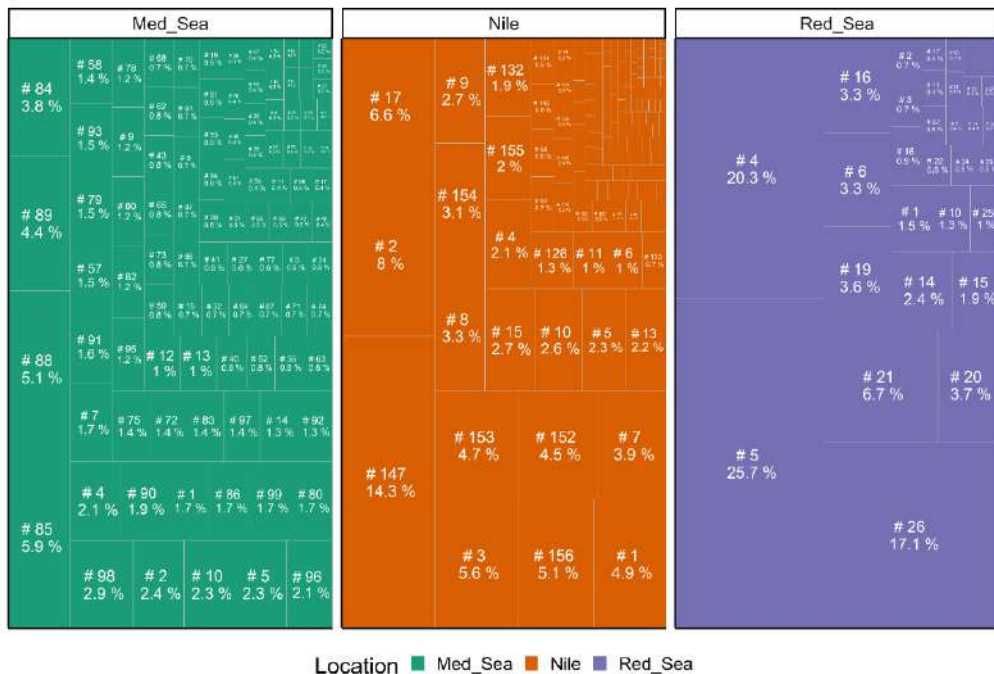


Рисунок 4-42: распределение MPI по каждому сектору (%).



#### 4.4.2.6 Индекс потенциального экологического риска (potential ecological risk index PER)

Индекс потенциального экологического риска (PER) используется в качестве диагностического инструмента с целью контроля загрязнения почвы и донных отложений и определения того, каким исследованным районам следует уделять особое внимание (Hakanson, 1980). Формула  $PER_f^i$  для одного металлического загрязнения выводится следующим образом в уравнении (32):

$$PER_f^i = C_f^i \times T_f^i \quad (32)$$

Где  $PER_f^i$  это Индекс потенциального экологического риска PER,  $C_f^i$  это фактор загрязнения,  $T_f^i$  — это токсическая реакция и коэффициент для одного элемента. Соответствующие перечисленные значения  $T_f^i$  являются; Zn =1, As = 10, Cr = 2, Pb = Ni = Cu =5 (El Nemr et al. , 2016; Hakanson, 1980; Guo et al., 2010).

#### 4.4.2.7 Индекс риска RI

Индекс реакции на потенциальную токсичность (RI), единый индекс, объединяющий все интересующие металлы, рассчитывается с использованием уравнения (33)

$$RI = \sum PER_f^i \quad (33)$$

Категории интерпретации для RI приведены в Таблица 4-20.

Таблица 4-20: Потенциальный экологический риск PER и Индекс риска RI и их категории интерпретации (Karuppasamy et al. , 2017; Nakanson, 1980)

PER	RI	Категория
PER <40	RI <150	низкий потенциальный экологический риск
$40 \leq \text{PER} < 80$	$150 \leq \text{RI} < 300$	умеренный потенциальный экологический риск
$80 \leq \text{PER} < 160$	$300 \leq \text{RI} < 600$	значительный потенциальный экологический риск
$160 \leq \text{PER} < 320$	RI $\geq 600$	высокий потенциальный экологический риск
PER $\geq 320$	RI <150	очень высокий экологический риск

Поскольку эти два индекса связаны и RI зависит от PER, мы будем их обсуждать вместе. Кроме того, индекс потенциального экологического риска PER имеет токсичные факторы для нескольких элементов.

PER и RI были рассчитаны для почвы и отложений реки Нил и результаты представлены в Таблица 4-21. Сравнивая полученные результаты со значениями категорий интерпретации, можно сделать вывод об отсутствии значимых значений PER и RI.

Таблица 4-21: Результаты PER и RI почвы и отложений реки Нил

Элементы	Почва			Отложения		
	Сред. знач.±se	Min	Max	Сред. знач.±se	Min	Max
Cr	0.68±0.03	0.04	1.67	0.87±0.07	0.044	2.685
Mn	0.95±0.04	0.02	2.78	1.17±0.13	0.057	5.798
Ni	0.19±0.01	0.02	0.36	0.2±0.02	0.011	0.372
Zn	1.08±0.04	0.17	2.46	1.15±0.09	0.057	3.731
As	0.1±0.02	0.01	1.74	0.05±0.01	0.005	0.302
RI	3±0.09	0.53	5.21	3.45±0.23	0.256	7.449

Результаты были нанесены на график и проиллюстрированы на Рисунок 4-43.

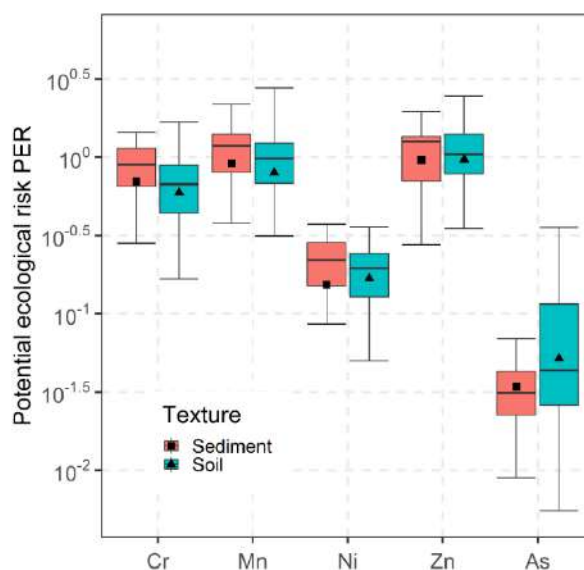


Рисунок 4-43: Индекс потенциального экологического риска PER для почвы и донных отложений Реки Нил.

Что касается морских отложений Красного моря, для них также были рассчитаны PER и RI и значения всех элементов не значительные и это не представляет никакой угрозы или опасности Рисунок 4-44. А также, для средиземного моря Рисунок 4-45.

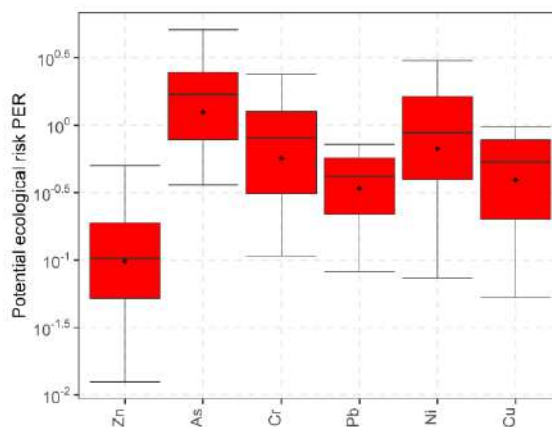


Рисунок 4-44: Индекс потенциального экологического риска PER для морских отложений красного моря

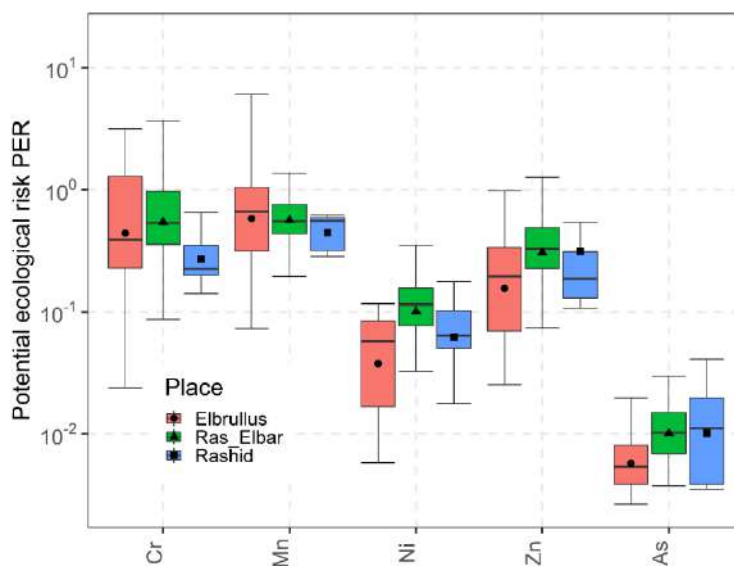


Рисунок 4-45: Индекс потенциального экологического риска PER для морских отложений средиземного моря

#### 4.5 ОЦЕНКА И ХАРАКТЕРИСТИКА РИСКОВ

Категории людей, подверженных воздействию тяжелых металлов, делятся на детей (1–6 лет) и взрослых. В целом, существует три основных пути воздействия металла: (1) ингаляция, (2) проглатывание и (3) дермальный контакт (Hu et al., 2012; Kurt-Karakus, 2012; Zheng et al., 2010). В соответствии с моделью, предложенной US EPA (1996) и Van den Berg (1995), ежедневное потребление химических веществ (CDI), поглощённая доза для кожи (DAD), концентрация экспозиции (EC) были оценены для оценки рисков, связанных с тяжёлыми металлами (Cr, Ni, Co, Zn, V, Mn и Ba) в почвах и отложениях объектов исследований при проглатывании, дермальном контакте и вдыхании с использованием следующих уравнений:

$$CDI_{Ing} = C_{95\% UCL} \frac{IngR \times EF \times ED}{BW \times AT} \times CF \quad (34)$$

$$DAD_{dermal} = C_{95\% UCL} \frac{SA \times AF \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \times CF \quad (35)$$

$$EC_{Inh} = C_{95\% UCL} \frac{R_{inh} \times EF \times ED}{AT_n} \quad (36)$$

где,

SA - площадь поверхности кожи (см<sup>2</sup>), коэффициент адгезии кожи AF (мг см<sup>-2</sup> ч<sup>-1</sup>), ABS - коэффициент поглощения кожи, EF - частота воздействия (дни в году<sup>-1</sup>), ED - продолжительность экспозиции (годы), CF - коэффициент преобразования (кг/мг), BW - средняя масса тела (кг), AT - среднее время неканцерогенных металлов (годы), ATn - среднее время (канцерогенные металлы), R<sub>ing</sub>- CDI при приёме внутрь, а R<sub>inh</sub>- CDI при вдыхании. Приведены все параметры и их соответствующие значения в Таблица 4-22.

Таблица 4-22: Переменные, используемые для расчёта CDI (ing = проглатывание, inh= ингаляция, дермальный контакт), с их соответствующей аббревиатурой и значением. Данные введены в таблицу для расчёта риска (не)канцерогенного характера.

Параметр	Дети	Взрослые	Литературы
Ring (mg day <sup>-1</sup> )	200	100	(U.S. EPA, 2011)
Rinh (m <sup>3</sup> day <sup>-1</sup> )	7.6	20	(Van den Berg, 1995)
EF Exposure Frequency (days year <sup>-1</sup> )	180	180	(Ferreira-Baptista, De Miguel, 2005)
ED: exposure duration (Years)	6	24	(U.S. EPA, 2011)
BW: Average Body Weight (kg)	15	70	(Kurt-Karakus, 2012)
AT: Average Time non-Carcinogenic Metals (years)	6 × 365	24 × 365	(Kurt-Karakus, 2012)
ATn: Average Time (Carcinogenic Metals)	70 × 365	70 × 365	(Kurt-Karakus, 2012)
AS: Surface area of the skin (cm <sup>2</sup> )	2800	3300	(U.S. EPA, 2011)
AF: Skin Adherence Factor (mg cm <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )	0.07	0.7	(U.S. EPA, 2011)
ABS: Dermal Absorption Factor	0.01	0.01	(U.S. EPA, 2011)
PEF: Particle Emission Factor (m <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup> )	1.40E+09	1.40E+09	(Kurt-Karakus, 2012)
CF: conversion factor (kg/mg)	1.00E-06	1.00E-06	(Kurt-Karakus, 2012)

где  $C_{95\%UCL}$  - верхний доверительный предел содержания в отложениях (мг/кг или мг/м<sup>3</sup>) и определяется следующим уравнением:

$$C_{95\%UCL} = \exp \left\{ \bar{X} + 0.5 \times s^2 + \frac{s \times H}{\sqrt{n-1}} \right\} \quad (37)$$

где,

$\bar{X}$  - среднее арифметическое логарифмически преобразованных данных,  $S$  - стандартное отклонение логарифмически преобразованных данных,  $H$  -  $H$ -статистика, рассчитанная на основе наземного подхода,  $n$  - количество выборок. Подробное описание и расчёт  $H$ -статистики можно найти в US EPA (1996); US EPA (2002); US EPA (2002); Singh et al. (1997); Gilbert (1987). Верхний доверительный предел содержания  $C_{95\%UCL}$ , оценка разумного максимального воздействия, верхний предел при 95% доверительном интервале среднего значения.  $C_{95\%UCL}$  был рассчитан с использованием среды программирования R (R Core, 2022) и проверен программным обеспечением proUCL – ver. 5.1, разработанным US EPA (US EPA, 2016).

Неканцерогенные и канцерогенные риски при приёме внутрь, через кожу и при вдыхании оцениваются по коэффициенту опасности (HQ) и канцерогенному риску (CR) соответственно по следующим уравнениям:

$$\begin{aligned} HQ &= CDI/RfDo = DAD/(RfDo \times GIABS) \\ &= EC/(RfCi \times 1000 \frac{\mu g}{mg}) \end{aligned} \quad (38)$$

$$CR = CDI \times SFo = DAD \times (SFo/GIABS) = IUR \times EC \quad (39)$$

$$RI = \sum HQs \quad (40)$$

где RfDo - пероральная референтная доза (мг кг<sup>-1</sup> в день), RfCi - референтные концентрации при вдыхании (мг м<sup>-3</sup>), SFo - коэффициент наклона при приёме

внутри ((мг кг<sup>-1</sup>/день)<sup>-1</sup>), GIABS - коэффициент всасывания в желудочно-кишечном тракте, IUR - риск при вдыхании ((мкг м<sup>-3</sup>)<sup>-1</sup>). Индекс опасности (risk index RI) представляет собой суммирование коэффициентов опасности от выбранных элементов для каждой отдельной изученной области.

Соответствующие значения необходимых параметров извлечены из (US EPA, 2001; US EPA, 1996; US EPA, 2017; US EPA, 2002; US EPA, 2016). Суточная доза тяжёлых металлов, используемая для оценки риска воздействия на человека, приведена в Таблица 4-23 для каждого элемента.

Таблица 4-23: Суточная доза тяжёлых металлов, используемая для оценки риска для человека от воздействия тяжёлых металлов (US EPA, 2002; US EPA, 2016)

Элемент	RfD0 (mg/kg per day)	RfCi (mg/m <sup>3</sup> )	GIABS	SFO (mg/kg per day)	IUR (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>
Cr	3.0E-03	1.0E-04	0.025	5.0E-01	8.4E-02
Ni	2.0E-02	1.4E-05	0.04		2.4E-04
Co	3.0E-04	6.0E-06	1		9.0E-03
Zn	3.0E-01	3.0E-01	1		
V	5.0E-03	1.0E-04	0.026		
Mn	1.4E-01	5.0E-05	1		
Ba	2.0E-01	5.0E-04	0.07		

В данной работе рассматриваются только канцерогенные риски. канцерогенный риск был рассчитан для объектов исследований (Нил, Красное и Средиземное моря). Результаты расчёта представлены в таблицах (

Таблица 4-24, Таблица 4-25, Таблица 4-26, и Таблица 4-27) для долины и Дельты реки Нил, Средиземного и Красного моря, соответственно.

Таблица 4-24: Химическое ежедневное потребление CDI и HQ риска для здоровья от тяжёлых металлов в изучении донных отложений

Элемент	C <sub>95%</sub> (UCL) (mg/kg)	Путь поступления	CDI (mg/kg per day)		HQ		RI	
			Дети	Взрослых	Дети	Взрослых	Дети	Взрослых
Cr	2.19	Ingestion	1.44E-05	3.56E-07	4.80E-03	1.54E-02	6.68E-03	2.02E-02
		Dermal	1.41E-07	1.54E-08	1.88E-03	4.75E-03		
		Inhalation	5.86E-09	4.80E-03	5.86E-08	1.54E-07		
Ni	1.66	Ingestion	1.09E-05	2.70E-07	5.46E-04	8.35E-02	6.80E-04	8.39E-02
		Dermal	1.07E-07	1.17E-08	1.34E-04	3.38E-04		
		Inhalation	4.44E-09	5.46E-04	3.17E-07	8.35E-07		
Co	1.32	Ingestion	8.68E-06	2.15E-07	2.89E-02	1.55E-01	2.92E-02	1.56E-01
		Dermal	8.51E-08	9.30E-09	2.84E-04	7.16E-04		
		Inhalation	3.53E-09	2.89E-02	5.89E-07	1.55E-06		
Zn	1.88	Ingestion	1.24E-05	3.06E-07	4.12E-05	4.41E-06	4.16E-05	5.43E-06
		Dermal	1.21E-07	1.32E-08	4.04E-07	1.02E-06		
		Inhalation	5.03E-09	4.12E-05	1.68E-11	4.41E-11		
V	2.15	Ingestion	1.41E-05	3.50E-07	2.83E-03	1.51E-02	3.89E-03	1.78E-02
		Dermal	1.39E-07	1.51E-08	1.07E-03	2.69E-03		
		Inhalation	5.76E-09	2.83E-03	5.76E-08	1.51E-07		
Mn	2.94	Ingestion	1.93E-05	4.78E-07	1.38E-04	4.14E-02	1.40E-04	4.14E-02
		Dermal	1.89E-07	2.07E-08	1.35E-06	3.42E-06		
		Inhalation	7.87E-09	1.38E-04	1.57E-07	4.14E-07		
Ba	2.66	Ingestion	1.75E-05	4.33E-07	8.75E-05	3.75E-03	9.97E-05	3.78E-03
		Dermal	1.71E-07	1.87E-08	1.22E-05	3.09E-05		
		Inhalation	7.12E-09	8.75E-05	1.42E-08	3.75E-08		
Total HQ = HI							4.08E-02	3.23E-01



Таблица 4-25: Химическое ежедневное потребление CDI и HQ риска для здоровья от тяжёлых металлов в изучении почвы

Элемент	C <sub>95%</sub> (UCL) (mg/kg)	Путь поступления	CDI (mg/kg per day)		HQ		RI	
			Дети	Взрослых	Дети	Взрослых	Дети	Взрослых
Cr	2.19	Ingestion	1.37E-05	1.47E-06	4.57E-03	1.47E-02	6.35E-03	1.92E-02
		Dermal	1.34E-07	3.39E-07	1.79E-03	4.52E-03		
		Inhalation	5.58E-09	1.47E-08	5.58E-08	1.47E-07		
Ni	1.66	Ingestion	1.08E-05	1.15E-06	5.38E-04	8.24E-02	6.71E-04	8.27E-02
		Dermal	1.06E-07	2.66E-07	1.32E-04	3.33E-04		
		Inhalation	4.38E-09	1.15E-08	3.13E-07	8.24E-07		
Co	1.32	Ingestion	8.38E-06	8.98E-07	2.79E-02	1.50E-01	2.82E-02	1.50E-01
		Dermal	8.22E-08	2.08E-07	2.74E-04	6.92E-04		
		Inhalation	3.41E-09	8.98E-09	5.69E-07	1.50E-06		
Zn	1.88	Ingestion	1.22E-05	1.30E-06	4.05E-05	4.34E-06	4.09E-05	5.35E-06
		Dermal	1.19E-07	3.01E-07	3.97E-07	1.00E-06		
		Inhalation	4.95E-09	1.30E-08	1.65E-11	4.34E-11		
V	2.15	Ingestion	1.36E-05	1.46E-06	2.72E-03	1.46E-02	3.74E-03	1.71E-02
		Dermal	1.33E-07	3.36E-07	1.02E-03	2.59E-03		
		Inhalation	5.53E-09	1.46E-08	5.53E-08	1.46E-07		
Mn	2.94	Ingestion	1.87E-05	2.01E-06	1.34E-04	4.01E-02	1.35E-04	4.01E-02
		Dermal	1.84E-07	4.64E-07	1.31E-06	3.31E-06		
		Inhalation	7.63E-09	2.01E-08	1.53E-07	4.01E-07		
Ba	2.66	Ingestion	1.68E-05	1.80E-06	8.41E-05	3.61E-03	9.59E-05	3.64E-03
		Dermal	1.65E-07	4.16E-07	1.18E-05	2.97E-05		
		Inhalation	6.85E-09	1.80E-08	1.37E-08	3.61E-08		
Total HQ = HI							3.93E-02	3.13E-01

Таблица 4-26: Химическое ежедневное потребление CDI и HQ риска для здоровья от тяжёлых металлов в изучении отложений Средиземного моря

Элемент	C (95% UCL) (mg/kg)	Путь поступления	CDI (mg/kg per day)		HQ		RI	
			Дети	Взрослых	Дети	Взрослых	Дети	Взрослых
Cr	2.19	Ingestion	1.33E-05	1.42E-06	4.43E-03	1.42E-02	6.16E-03	1.86E-02
		Dermal	1.30E-07	3.29E-07	1.74E-03	4.38E-03		
		Inhalation	5.41E-09	1.42E-08	5.41E-08	1.42E-07		
Ni	1.66	Ingestion	8.74E-06	9.37E-07	4.37E-04	6.69E-02	5.44E-04	6.72E-02
		Dermal	8.57E-08	2.16E-07	1.07E-04	2.70E-04		
		Inhalation	3.56E-09	9.37E-09	2.54E-07	6.69E-07		
Co	1.32	Ingestion	6.63E-06	7.10E-07	2.21E-02	1.18E-01	2.23E-02	1.19E-01
		Dermal	6.50E-08	1.64E-07	2.17E-04	5.47E-04		
		Inhalation	2.70E-09	7.10E-09	4.50E-07	1.18E-06		
Zn	1.88	Ingestion	9.63E-06	1.03E-06	3.21E-05	3.44E-06	3.24E-05	4.23E-06
		Dermal	9.44E-08	2.38E-07	3.15E-07	7.94E-07		
		Inhalation	3.92E-09	1.03E-08	1.31E-11	3.44E-11		
V	2.15	Ingestion	1.26E-05	1.35E-06	2.51E-03	1.35E-02	3.46E-03	1.58E-02
		Dermal	1.23E-07	3.11E-07	9.47E-04	2.39E-03		
		Inhalation	5.11E-09	1.35E-08	5.11E-08	1.35E-07		
Mn	2.94	Ingestion	1.80E-05	1.93E-06	1.28E-04	3.85E-02	1.30E-04	3.85E-02
		Dermal	1.76E-07	4.45E-07	1.26E-06	3.18E-06		
		Inhalation	7.32E-09	1.93E-08	1.46E-07	3.85E-07		
Ba	2.66	Ingestion	1.60E-05	1.72E-06	8.02E-05	3.44E-03	9.14E-05	3.47E-03
		Dermal	1.57E-07	3.97E-07	1.12E-05	2.84E-05		
		Inhalation	6.53E-09	1.72E-08	1.31E-08	3.44E-08		
Total HQ = HI							3.27E-02	2.63E-01

Таблица 4-27: Химическое ежедневное потребление CDI и HQ риска для здоровья от тяжёлых металлов в изучении донных отложений Красного моря

Элемент	C (95% UCL) (mg/kg)	Путь поступления	CDI (mg/kg per day)		HQ		RI	
			Дети	Взрослых	Дети	Взрослых	Дети	Взрослых
Cr	2.19	Ingestion	1.12E-05	1.20E-06	3.73E-03	1.20E-02	5.19E-03	1.57E-02
		Dermal	1.10E-07	2.77E-07	1.46E-03	3.69E-03		
		Inhalation	4.55E-09	1.20E-08	4.55E-08	1.20E-07		
Ni	1.66	Ingestion	9.14E-06	9.79E-07	4.57E-04	6.99E-02	5.69E-04	7.02E-02
		Dermal	8.96E-08	2.26E-07	1.12E-04	2.83E-04		
		Inhalation	3.72E-09	9.79E-09	2.66E-07	6.99E-07		
Co	1.32	Ingestion	4.08E-06	4.37E-07	1.36E-02	7.28E-02	1.37E-02	7.31E-02
		Dermal	4.00E-08	1.01E-07	1.33E-04	3.36E-04		
		Inhalation	1.66E-09	4.37E-09	2.77E-07	7.28E-07		
Zn	1.88	Ingestion	9.34E-06	1.00E-06	3.11E-05	3.33E-06	3.14E-05	4.10E-06
		Dermal	9.15E-08	2.31E-07	3.05E-07	7.70E-07		
		Inhalation	3.80E-09	1.00E-08	1.27E-11	3.33E-11		
V	2.15	Ingestion	9.60E-06	1.03E-06	1.92E-03	1.03E-02	2.64E-03	1.21E-02
		Dermal	9.41E-08	2.38E-07	7.24E-04	1.83E-03		
		Inhalation	3.91E-09	1.03E-08	3.91E-08	1.03E-07		
Mn	2.94	Ingestion	1.60E-05	1.72E-06	1.15E-04	3.44E-02	1.16E-04	3.44E-02
		Dermal	1.57E-07	3.97E-07	1.12E-06	2.84E-06		
		Inhalation	6.53E-09	1.72E-08	1.31E-07	3.44E-07		
Ba	2.66	Ingestion	1.47E-05	1.58E-06	7.36E-05	3.16E-03	8.40E-05	3.18E-03
		Dermal	1.44E-07	3.65E-07	1.03E-05	2.60E-05		
		Inhalation	6.00E-09	1.58E-08	1.20E-08	3.16E-08		
Total HQ = HI						2.24E-02	2.09E-01	

На первый взгляд, результаты показали, что риск, который был рассчитан на основе упомянутых элементов (Cr, Ni, Co, Zn, Mn, и Ba) в исследованных областях для детей, немного ниже, чем для взрослых. Кроме того, коэффициенты опасности для детей и взрослых превышают допустимые значения, за исключением Zn. Допустимые значения индекса канцерогенного риска для здоровья для различных микроэлементов варьировались от  $1 \times 10^{-6}$  до  $1 \times 10^{-4}$ , рекомендованные (US EPA, 2001). Кроме того, результаты показывают, что наибольший объем загрязнения попадает пероральным путём через приём пищи (пероральный).

Результаты суточной дозы химического вещества были иллюстрированы на Рисунок 4-46, где показано распределение суточной дозы химического вещества для детей и взрослых на объектах исследования от выбранных элементов. На первый взгляд, CDI путём проглатывания показывает значительные величины с исключением для донных отложения Нила для взрослых. Мы можем обсудить суточной дозы химического вещества следующим образом:

- Донные отложение для детей: максимальное значение CDI  $1.93E-5$  для Mn перорально, минимальное значение  $3.53E-9$  для Co ингаляционно;
- Донные отложение для взрослых: максимальное значение CDI  $2,89E-2$  для Co ингаляционно, минимальное значение  $9.3E-09$  для Co дермально;
- Почва реки Нил для детей: максимальное значение CDI  $1.87E-05$  для Mn перорально, минимальное значение  $3.41E-09$  от Co ингаляционно;
- Почва реки Нил для взрослых: максимальное значение  $2.01E-6$  CDI для Mn при перорально, минимальное значение  $9E-09$  от Co ингаляционно;
- Отложения Средиземного моря для детей: максимальное значение  $1.8E-5$  для Mn перорально, минимальное значение  $2.7E-9$  для Co ингаляционно.
- Отложения Средиземного моря для взрослых: максимальное значение  $1,9E-6$  CDI для Mn перорально, минимальное значение  $7,1E-9$  для Co ингаляционно.
- Отложения Красного моря для детей: максимальное значение  $1,6E-5$  CDI для Mn перорально, минимальное значение  $1,7E-9$ , для Co ингаляционно.
- Отложения Красного моря для взрослых: максимальное значение  $2.0E-6$  CDI для Mn перорально, минимальное значение  $4.37E-9$ , для Co ингаляционно.

Подводя итог, можно сделать вывод, что Mn вносит значительный вклад перорально, в то время как Co имеет наименьший вклад при вдыхании от

объектов исследования. Получены результаты для CDI были иллюстрированы на Рисунок 4-46.

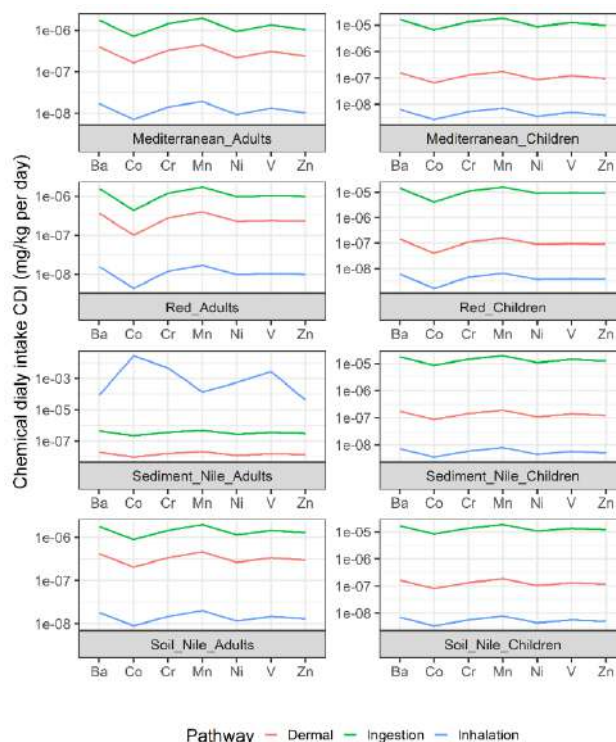


Рисунок 4-46: суточная доза химического вещества (единица измерения зависит от пути как вышеупомянутое)

Результаты коэффициента опасности HQ были иллюстрированы на Рисунок 4-47 где показано распределение коэффициента опасности HQ для детей и взрослых на объектах исследования от выбранных элементов. Таким же образом, мы можем обсудить коэффициент опасности HQ:

- Донные отложение для детей: максимальное значение HQ  $2,9E-2$  для Co перорально, минимальное значение  $1,68E-11$  для Zn ингаляционно;
- Донные отложение для взрослых: максимальное значение  $1,6E^{-1}$  для Co перорально, минимальное значение  $4,4E^{-11}$  для Zn ингаляционно;
- Почва реки Нил для детей: максимальное значение  $2,8E-2$  для Co перорально, минимальное значение  $1,6E-11$  для Zn ингаляционно;

- Почва реки Нил для взрослых: максимальное значение  $1,5E-1$  для Co перорально, минимальное значение  $4,3E-11$  для Zn ингаляционно;
- Отложения Средиземного моря для детей: максимальное значение  $2,2E-2$  для Co перорально, минимальное значение  $1,3E-11$  для Zn ингаляционно;
- Отложения Средиземного моря для взрослых: максимальное значение  $11,8E-2$  для Co перорально, минимальное значение  $3,44E-11$  для Zn ингаляционно;
- Отложения Красного моря для детей: максимальное значение  $1,36E-2$  для Co перорально, минимальное значение  $1,27E-11$  для Zn ингаляционно;
- Отложения Красного моря для взрослых: максимальное значение  $7,3E-2$  для Co перорально, минимальное значение  $3,33E-11$  для Zn ингаляционно.

Анализируя полученные результаты HQ, можно сделать вывод, что максимальные значения в основном поступают от Co перорально, а минимальные значения поступают от Zn ингаляционно. В результате сопоставления этих результатов с допустимыми значениями (US EPA, 2001; US EPA, 2017; US EPA, 2002) было установлено, что они превышают допустимые значения для Co перорально и ниже допустимого значения для Zn ингаляционно. Полученные результаты были иллюстрированы на Рисунок 4-47.

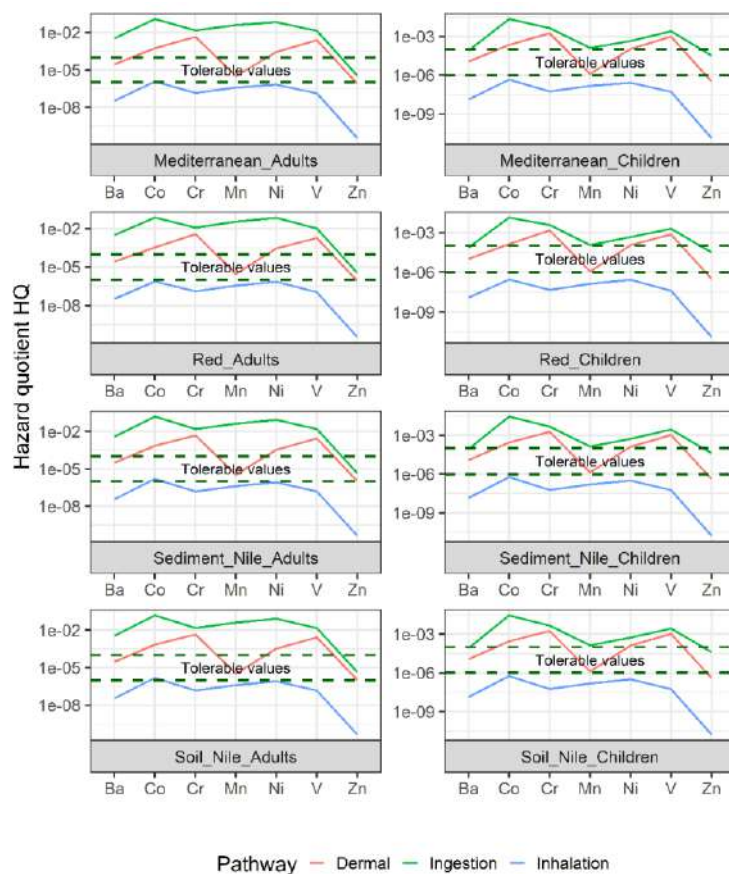


Рисунок 4-47: распределение коэффициента опасности HQ для каждого объекта от выбранных элементов для разной категории в зависимости от пути накопления

Результаты риска были проиллюстрированы на Рисунок 4-48, где показано распределение риска для детей и взрослых на объектах исследования от выбранных элементов. Риск –это суммирование HQ от всех путей поступления. Таким образом, результаты риска очень похожи на результаты RI, как показано на Рисунок 4-48.

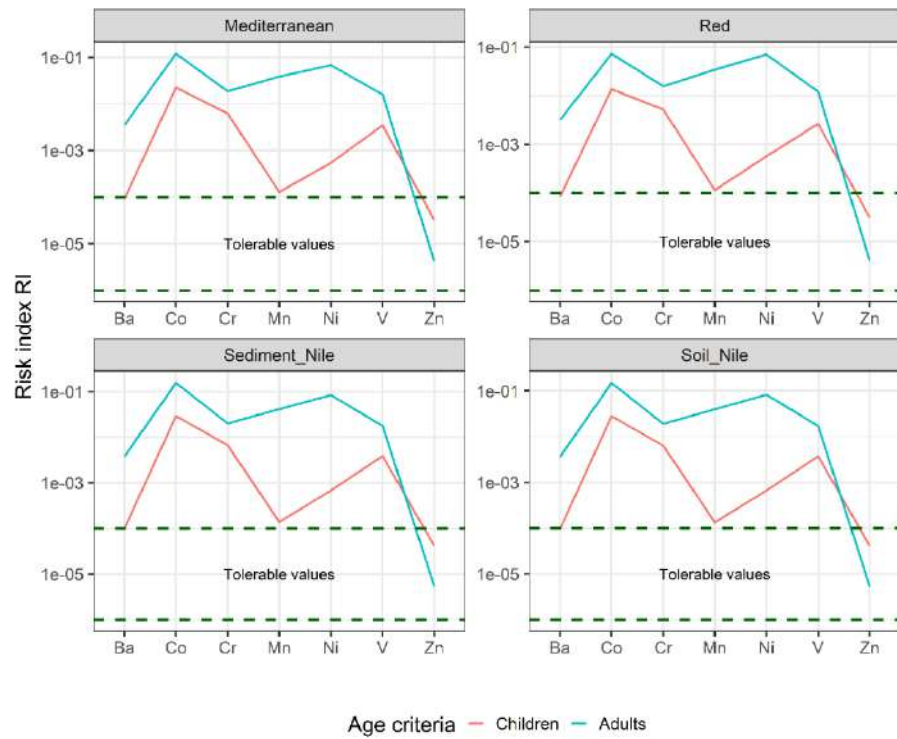


Рисунок 4-48: распределение риска для детей и взрослых на объектах исследования от выбранных элементов.



## ГЛАВА 5 СОДЕРЖАНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ДОЛИНЫ НИЛА И МОРСКИХ ПРИБРЕЖНЫХ АКВАТОРИЙ ЕГИПТА\*

В этом разделе проводится расчет эквидозиметрических параметров. Подробное описание, определения и уравнения приведены в (Badawy et al. , 2013; Harb et al. , 2016; Badawy, 2005; Бадави, 2010), в добавление к чему приводится расчёт нескольких эквидозиметрических параметров.

### 5.1 СОДЕРЖАНИЕ ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ И СВЯЗАННЫХ С НИМИ ДОЗОВЫХ НАГРУЗОК В ПОЧВЕ И ОТЛОЖЕНИЯХ

#### 5.1.1 СОДЕРЖАНИЕ БЕР

##### Река Нил и Дельта

Более 75% дозы облучения населения приходится на первичные радионуклиды, такие как  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$  и  $^{40}\text{K}$ , и продукты их распада. Этой теме было посвящено большое количество исследований во всем мире (UNSCEAR, 2000; UNSCEAR, 1993; Wang, 2002). Такие исследования полезны как для оценки доз облучения населения, так и для эпидемиологических исследований, а также могут служить справочными данными для определения возможных изменений радиоактивности окружающей среды в результате будущей ядерной,

---

\* Основные результаты, вложенные в данной главе, опубликованные в следующих научных статьях автора:

1. El-Taher A., Badawy W.M., Khater A.E.M., Madkour H.A. Distribution patterns of natural radionuclides and rare earth elements in marine sediments from the Red Sea, Egypt. *Applied radiation and isotopes* // 2019; 151:171-181. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2019.06.001>.
2. Badawy W.M., Dului O.G., Frontasyeva M.V., El Samman H., Faanhof A. Environmental radioactivity of soils and sediments: Egyptian sector of the Nile valley // *Isotopes in Environmental and Health Studies*. 2018;54(5):535-547. DOI: <https://doi.org/10.1080/10256016.2018.1482292>.
3. Harb S., Ahmed N., Badawy W., Saad N. Estimation of Radioecological Parameters of Soil Samples from a Phosphatic Area // *Nuclear Technology and Radiation Protection*. 2016;31(2):165-172. DOI: <https://doi.org/10.2298/Ntrp1602165h>.
4. Badawy W.M., Dului O.G., El Samman H., El-Taher A., Frontasyeva M.V. A review of major and trace elements in Nile River and Western Red Sea sediments: An approach of geochemistry, pollution, and associated hazards // *Applied radiation and isotopes*. 2021; 170:109595. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2021.109595>.

промышленной и иной деятельности человека. Наземные излучения окружающей среды коррелируются с геологическим и геохимическим составом каждой литологической единицы, будучи неразрывно связанными с местным содержанием  $^{40}\text{K}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{238}\text{U}$  (Faure, 1986). В этой связи следует отметить, что содержание K, Th и U в кислых магматических породах, таких как граниты, сильно обогащено по сравнению с основными породами, такими, как базальт, что может быть полезно для установления происхождения свежего осадочного материала (Turekian, Wedepohl, 1961).

Хорошее знание местного уровня радиоактивности, включая содержание основных радиоактивных элементов, является обязательным требованием при оценке любого риска, связанного с воздействием на человека. По этому вопросу большинство обследований было проведено в относительно ограниченных районах, и лишь несколько исследований охватывало широкий масштаб территорий, как в нашем случае. Наиболее значимые работы египетских исследователей в данной области: Harb et al. (2016); Harb et al. (2008) Ibrahiem et al. (1993); Uosif et al. (2014); Ebaid et al. (2000); El-Taher, Abbady (2012); Harb et al. (2010); Ismael (2002) и Arafa et al. (2015). Работы зарубежных исследователей поданной теме: Papp et al. (1997); Tzortzis et al. (2003); Tzortzis et al. (2004); Said (1983); Stanley, Warne (1993); Dekov et al. (1997); Agbalagba, Onoja (2011); Margineanu et al. (2014); Viers et al. (2009) и Rudnick, Gao (2003).

Вся египетская цивилизация развивалась вдоль единственного источника пресной воды в Египте – реки Нил с её тремя основными притоками: собственно Нилом, берущим начало в восточноафриканском нагорье Бурунди, также Голубым Нилом и Атбарой, которые берут начало в Эфиопском нагорье. Голубой Нил и Атбара обеспечивают около 80% воды в Ниле (Conway, 1997; Senay et al., 2009). Из-за геоморфологической структуры северо-восточной Африки более половины русла Нила протекает через такие страны, как Судан и Египет, где практически нет эффективных осадков. Фактически истоки реки Нил занимают около 20% её

бассейна, остальная часть покрыта полужасушливыми или засушливыми районами (El-Fadel et al., 2003).

По этой причине в прибрежных странах, включая Египет, в настоящее время используются кирпичи, изготовленные из глины, особенно в сельских общинах, что делает проблему радиологического обследования актуальной задачей. Радиоактивность большинства естественных радионуклидов может быть определена либо непосредственно с помощью гамма-спектрометрии высокого разрешения, либо пересчитана, начиная с элементного содержания, определённого высокоточными аналитическими методами и с использованием коэффициентов перехода, подобно предложенным Malczewski et al. (2004). Радиоактивности  $^{40}\text{K}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{238}\text{U}$  в Бк/кг были рассчитаны с использованием коэффициентов перехода, приведённых Польской Центральной лабораторией радиологической защиты, где 1 Бк/кг соответствует 0,003296 % К, 0,24331 мг/кг Th и 0,08045 мг/кг U и их дочерние радионуклиды, предполагая существование радиоактивного равновесия (Malczewski et al. , 2004). Таким же образом рассчитана радиоактивность морских отложений Красного и Средиземного морей.

Данные по радиоактивности была рассчитаны и сведены в Таблица 5-1. Полученные результаты для каждого объекта представлены в (приложения) Таблица 0-1. Были приведены основные статистические параметры (среднее значение, стандартное отклонение, медиана, минимум и максимум) вместе с соответствующими данными из литературы. Также результаты ER были нанесены на Рисунок 5-1.

Таблица 5-1: Среднее значение, стандартное отклонение и медианные значения радиоактивности  $^{40}\text{K}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{238}\text{U}$  в исследованной почве и донных отложениях. Для сравнения приводятся соответствующие литературные данные для базальта, гранита и карбонатов (Turekian, Wedepohl, 1961), Мировые взвешенные отложения (WSS) (Viers et al. , 2009), Верхняя континентальная кора (UCC) (Rudnick, Gao, 2014), Североамериканский сланцевый композит (NASC) (Gromet et al. , 1984) и Средняя почва AS (Kabata-Pendias, 2011) для тория, урана, и калия (Vinogradov, 1959).

Радионуклиды	Тип образца	Удельная концентрация (Бк/кг)									
		Сред. Значение	St.Dev.	Медиана	Базальт	Гранит	Карбонаты	WSS	UCC	NASC	AS
$^{40}\text{K}$	Почва	220	81	219	295	1491	145	513	705	1000	652
	Донные отложения	221	81	221							
$^{232}\text{Th}$	Почва	15.4	7.0	14.6	16.4	70	7.0	49.7	43.2	50.6	41.1
	Донные отложения	15.2	6.2	15.5							
$^{238}\text{U}$	Почва	15.7	10.6	12.3	12.4	37	27	41.0	33.7	33.6	29.8
	Донные отложения	15.4	11.7	13.7							

На первый взгляд результаты, полученные из почвы и отложений реки Нил, показывают следующее:

- (1) В пределах экспериментальных неопределенностей концентрации активности рассматриваемых радионуклидов в почве и отложениях, как подтверждает парный t-тест ANOVA (см. Таблица 5-2), кажутся очень близкими, особенно в случае  $^{238}\text{U}$ .

Радионуклиды	t-test	Вероятность того же среднего значения
$^{40}\text{K}$	-0.272	0.78
$^{232}\text{Th}$	0.527	0.60
$^{238}\text{U}$	0.058	0.95

- (3) В связи с этим троичная диаграмма, определяющая специфическую активность  $^{232}\text{Th}$

(4)  $\text{Th-}^{238}\text{U-}^{40}\text{K}/10$ , не показывает различий в двух кластерах, соответствующих почве и отложениям, как показано на Рисунок 5-2.

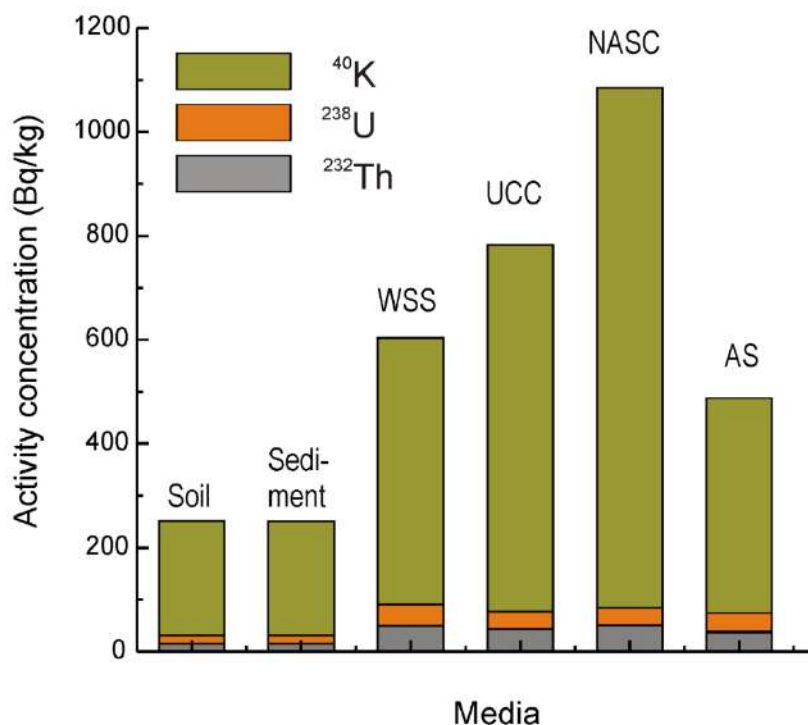


Рисунок 5-1: Концентрация активности  $^{40}\text{K}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{238}\text{U}$  в почве и отложениях Нила, а также соответствующие значения в литературе. Для сравнения, соответствующие литературные данные для базальта, гранита и карбонатов (Turekian, Wedepohl, 1961), Мировые взвешенные отложения (WSS) (Viers et al. , 2009), Верхняя континентальная кора (UCC) (Rudnick, Gao, 2014), Североамериканский сланцевый композит (NASC) (Gromet et al. , 1984) и Средняя почва AS (Kabata-Pendias, 2011) для тория, урана, и калия (Vinogradov, 1959).

Радионуклиды	t-test	Вероятность того же среднего значения
$^{40}\text{K}$	-0.272	0.78

$^{232}\text{Th}$	0.527	0.60
$^{238}\text{U}$	0.058	0.95

Таблица 5-2: Результаты ANOVA, иллюстрирующие относительное сходство распределения радиоактивности исследуемых радионуклидов в почве и донных отложениях.

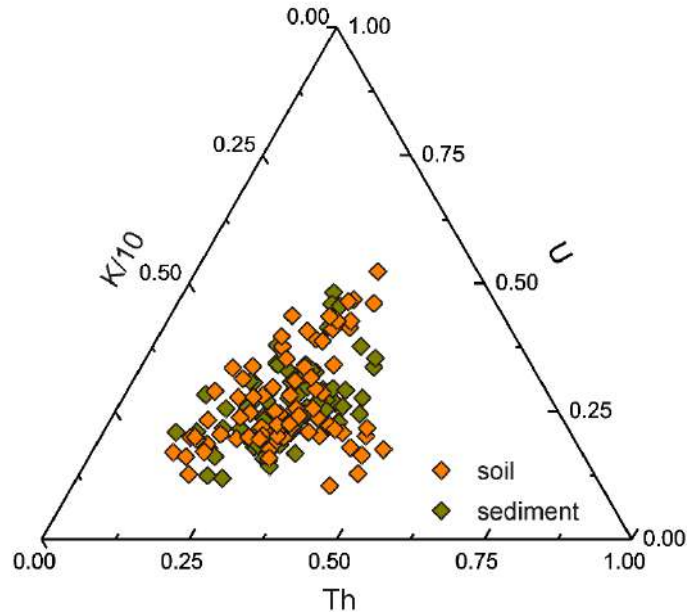


Рисунок 5-2: график, иллюстрирующий взаимосвязь между  $^{232}\text{Th}$ - $^{238}\text{U}$ - $^{40}\text{K}/10$

Это наблюдение может быть дополнительно подтверждено с помощью параметра потери радиоактивности ( $\varepsilon$ ), определяемого как отношение между общей эквивалентной мощностью дозы в почве и в осадках (Tzortzis, Tsertos, 2005).

$$\varepsilon = \frac{0.039 \cdot A_{40K} + 0.528 \cdot A_{232Th} + 0.389 \cdot A_{238U}|_{\text{Soil}}}{0.039 \cdot A_{40K} + 0.528 \cdot A_{232Th} + 0.389 \cdot A_{238U}|_{\text{Sediments}}} \quad (41)$$

где,  $A_{40K}$ ,  $A_{232Th}$ , и  $A_{238U}$  являются конкретными видами деятельности  $^{40}\text{K}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{238}\text{U}$  соответственно. В то время как 0,039, 0,528 и 0,389 являются коэффициентами преобразования активности в дозу по Tzortzis et al. (2003). Согласно данным, приведённым в Таблица 5-1, получено значение потери радиоактивности  $0,99 \pm 0,39$ , что свидетельствует о незначительном

выветривании почвы, так что мы можем считать отложения Нила основным источником формирования соседней почвы. Это хорошо согласуется с исторической информацией о ежегодных наводнениях Нила, покрывавших всю долину Нила отложениями.

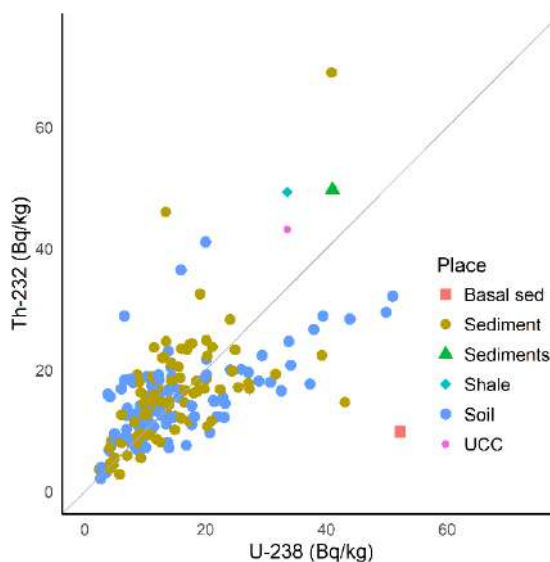


Рисунок 5-3: иллюстрация распределения соотношения U-238 и Th-232 по долине Нила и дельты. Сравнение с литературой представлено

Результаты сравнения U-238 и Th-232 с соответствующими значениями из литературы нанесены на график и проиллюстрированы на Рисунок 5-3. Результаты показывают, что нет существенной разницы при низких значениях как U-238, так и Th-232, в то время как при больших значениях наблюдается заметное рассеяние. Тем не менее, полученные результаты хорошо согласуются с литературными данными.

(5) Средние значения распределения  $^{40}\text{K}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{238}\text{U}$  в почве и отложениях значительно ниже, чем те, о которых сообщается в литературе для мировых взвешенных отложений (World Suspended Sediments) WSS (Viers et al. , 2009), UCC (Rudnick, Gao, 2003), NASC (Gromet et al. , 1984) and AS (Vinogradov, 1959; Kabata-Pendias, 2011).

Эти данные могут быть связаны с тем, что египетская часть реки Нил пересекает две основные осадочные формации: толстый местный эоценовый морской известняк с глинистыми и кремнистыми пластами между Эссной и Каиром и между Кеной и озером Асуан и формацией Нубия, которая состоит из карбонатных и фосфатных пород (ESDAC, 2017).

Однако, как упоминалось ранее, Голубой Нил и Атбара, основные притоки, которые транспортируют около 80% воды реки Нил, берут начало с Эфиопского Высокогорного плато, состоящего в основном из мафических базальтовых пород, бедных природными радиоактивными элементами (Turekian, Wedepohl, 1961). Следовательно, другое возможное объяснение пониженного содержания природных радиоактивных элементов может быть связано с основным (базальтовым) материалом, переносимым Голубым Нилом и Атбарой с Эфиопского плато. Сравнение полученных данных с информацией о базальте, граните, и карбонатах приведено в Таблица 5-1. Отсюда следует, что данные по реке Нил предполагают скорее смесь базальта и карбонатов, но отличаются от других типов горных пород и глобальных средних осадочных систем, таких как WSS, UCC, NASC и AS. Это открытие хорошо согласуется с предыдущими наблюдениями, основанными на различающей тройной диаграмме Sc-La-Th, которая подтверждает присутствие значительной доли основного материала в отложениях реки Нил, материала, который, скорее всего, происходит с Эфиопского плато и переносится Голубым Нилом и Атбарой (Arafa et al. , 2015).

В связи с этим на Рисунок 5-4 показано распределение радиоактивности  $^{40}\text{K}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{238}\text{U}$  в почве и отложениях в зависимости от широты. В связи с этим радиоактивность  $^{238}\text{U}$  в обеих средах и радиоактивность  $^{232}\text{Th}$  в почвах уменьшаются по направлению к дельте Нила, в то время как радиоактивность  $^{40}\text{K}$  в почве и отложениях и радиоактивность  $^{232}\text{Th}$  в отложениях демонстрируют противоположное поведение, т. е. медленно увеличиваются по направлению к Дельте.



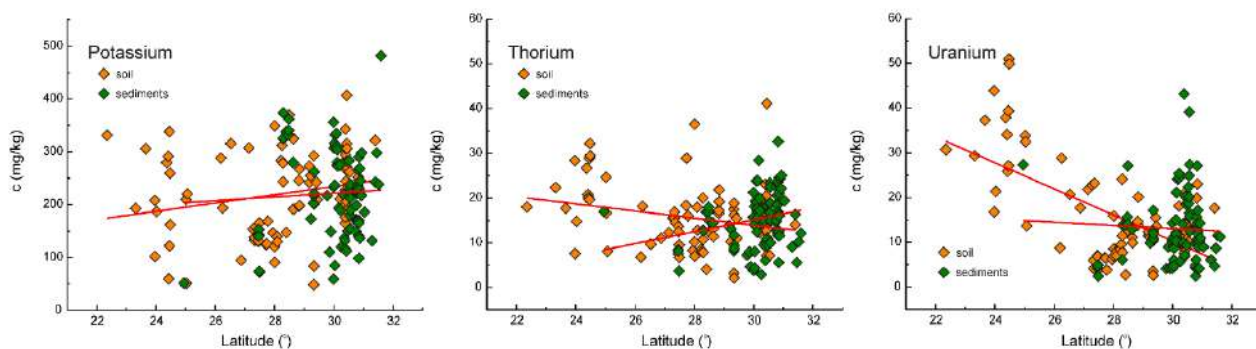


Рисунок 5-4: Зависимость концентрации активности  $^{40}\text{K}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{238}\text{U}$  от широты

В случае U во всех средах и Th в почвах возможное объяснение этой особенности состоит в существовании более высоких радиоактивностей трикальцийфосфата в Верхнем Египте по сравнению с таковыми в Нижнем Египте. Действительно, в Верхнем Египте есть несколько фосфатных шахт и заводов, которые могут быть ответственны за высокое содержание  $^{238}\text{U}$  в почве и отложениях. В то же время тот факт, что радиоактивность  $^{40}\text{K}$  и  $^{232}\text{Th}$  медленно увеличиваются по направлению к дельте Нила, может быть лучше объяснен различиями в подвижности соответствующих элементов. Пространственное распределение результатов по радионуклидам нанесено на карту и продемонстрировано на Рисунок 5-5. На карте изображены регионы с пиковыми значениями естественных радионуклидов.

Таблица 5-3: Сравнение средних значений концентраций активности (Бк/кг) с существующими литературными данными.

Страна	Концентраций активности (Бк/кг))			Литературы
	<sup>232</sup> Th	<sup>238</sup> U	<sup>40</sup> K	
Финляндия	62	78	962	(NEA-OECD, 1979)
Западная Австралия	89	4	681	(Beretka, Matthew, 1985)
Венгрия	32.1	33.3	418	(Papp, 2010)
Иордания	26.7	49.9	291	(Al-Hamarnah, Awadallah, 2009)
Египет	24.7	18.7	331	(Ebaid et al. , 2000)
Египет	18.0	17.0	320	(UNSCEAR, 2000)
Египет	24.1	24	258	(El-Tahawy, Higgy, 1995)
Египет	21.2	23.3	219	(Harb et al. , 2016)
Нигерия	20	20	180	(Agbalagba, Onoja, 2011)
Гана	24.2	13.6	162	(Faanu et al., 2011)
Ливия	4.5	7.5	28.5	(El-Kameesy et al., 2008)
Общемировой	30.0	35.0	400	(UNSCEAR, 2000)
Египет	15.3	15.6	220	Present work

Стоит отметить, что о более низком уровне естественной радиоактивности в почве и отложениях Египта ранее сообщали (UNSCEAR, 2000; Harb et al. , 2016; Ebaid et al. , 2000). Кроме того, экспериментальные данные, представленные для почвы и отложений из дельты Нигера (Agbalagba, Onoja, 2011) и Ганы (Faanu et al. , 2011), единственные, местоположение которых имеет наибольшее сходств с рассматриваемым нами случаем. Концентрации активности в других аналогичных сообщаемых данных значительно выше, как в случае Финляндии и Австралии.

(б) Для изучения нормального распределения <sup>40</sup>K, <sup>232</sup>Th и <sup>238</sup>U в почве и отложениях был применён тест Шапиро-Уилка (Shapiro, Wilk, 1965), который показал с вероятностью 95% ( $p \leq 0,05$ ), что и торий, и уран не принадлежат нормальному распределению, но в случае калия эта

вероятность снижается до 35% ( $p < 0,30$ ) для почвы и до 60% ( $p < 0,62$ ) для отложений. Кроме того, в случае Th и U тест Колмогорова-Смирнова для логнормального распределения даёт аналогичные результаты.

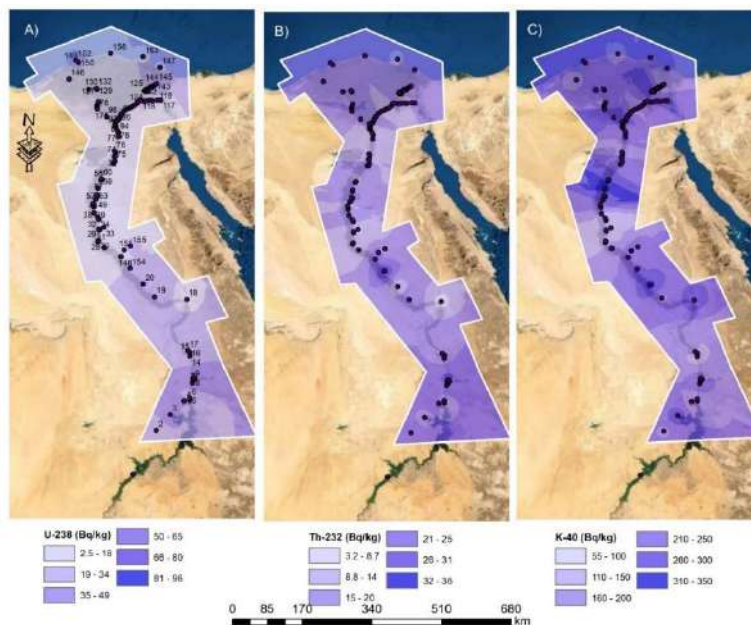


Рисунок 5-5: Пространственное распределение радиоактивности вдоль реки Нил и дельты Красное море

Подробные результаты и описательная статистика измерений активности морских отложений приведены в Таблица 5-4. Полученные результаты для каждого объекта представлены в приложении ПРИЛОЖЕНИЕ 2

Таблица 0-. Активность 32 проб морских отложений из прибрежных районов египетского Красного моря была воспроизведена для  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$  соответственно. Было обнаружено, что активность K-40 колеблется от минимального значения 18,2 Бк/кг в точке № 26 до максимального значения 534 Бк/кг в точке № 2 со средним значением  $\pm$  стандартная ошибка (SE)  $241 \pm 23$  Бк/кг.

Полученные результаты для радиоактивного калия сравнивались с опубликованными в литературе и оказались ниже соответствующих значений в УСС Верхней континентальной коры (705 Бк/кг) по (Rudnick, Gao, 2014), сланце

(708 Бк/кг) по (Li, Schoonmaker, 2014), среднемировых отложений (average sediment) AS (513 Бк/кг) по (Viers et al. , 2009) и базальных отложений (349 Бк/кг) по (Li, Schoonmaker, 2014), соответственно. Точно так же была измерена активность U-238 и составила от 4,97 Бк/кг в точке № 24 до 48,5 Бк/кг в точке № 13 со средним значением  $\pm$  стандартная ошибка  $27,73 \pm 1,9$  Бк/кг. Аналогичным образом было измерено распределение активности Th-232 в пределах 0,41–28,77 Бк/кг со средним значением  $8,82 \pm 1,27$  Бк/кг. Полученные результаты для Th-232 и U-238 меньше, чем соответствующие значения донных отложений реки Нил ( $\approx 15$  Бк/кг). Полученные результаты для Th-232 и U-238 меньше, чем соответствующие значения донных отложений реки Нил ( $\approx 15$  Бк/кг). Результаты и сравнение представлены на Рисунок 5-6. Полученные результаты меньше, чем получено и сообщено Viers et al. (2009) для AS, Rudnick, Gao (2014) для UCC, Li, Schoonmaker (2014) для сланца и базальтовых отложений. Пространственное распределение радиоактивности вдоль египетской части Красного моря представлены на Рисунок 5-7, где указаны пиковые значения радиоактивности.

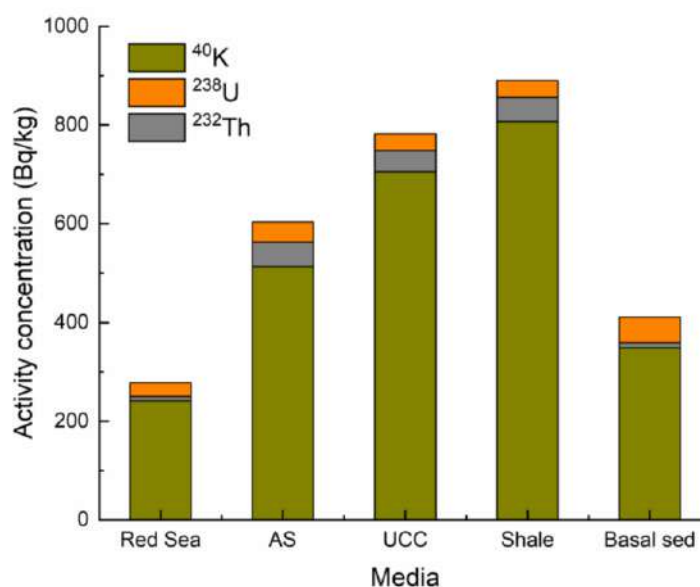


Рисунок 5-6: концентрация активности  $^{40}\text{K}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{238}\text{U}$  в отложениях Красного моря, а также соответствующие значения из литературы

Соотношение между концентрациями активности U-238 и Th-232 была построена для морских отложений Красного моря, и результаты показали, что

количество U-238 в исследуемых объектах значительно выше, чем Th-232. Эту особенность можно объяснить наличием фосфатных рудников и морского порта, а также характером геологических особенностей юго-восточной пустыни Египта и выветриванием из этих пород и песка. Результаты нанесены на график и проиллюстрированы на Рисунок 5-8.

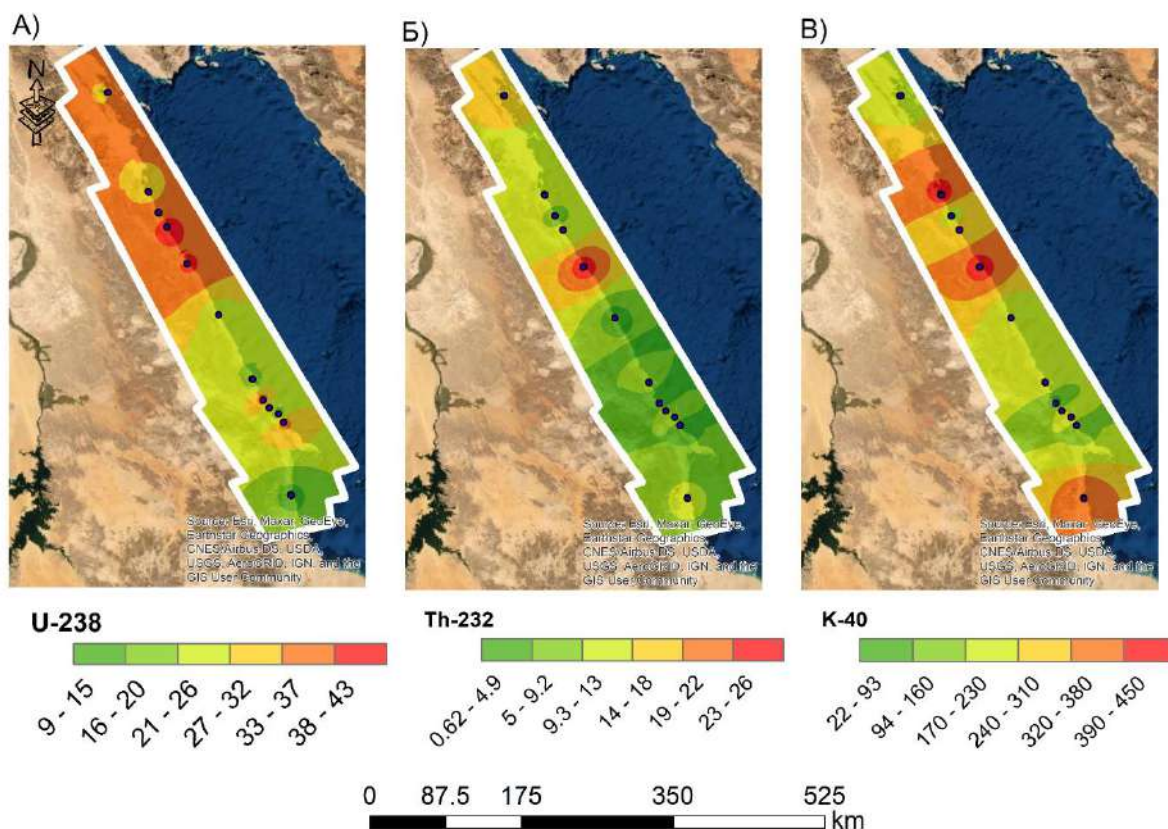


Рисунок 5-7: Пространственное распределение радиоактивности вдоль красного моря

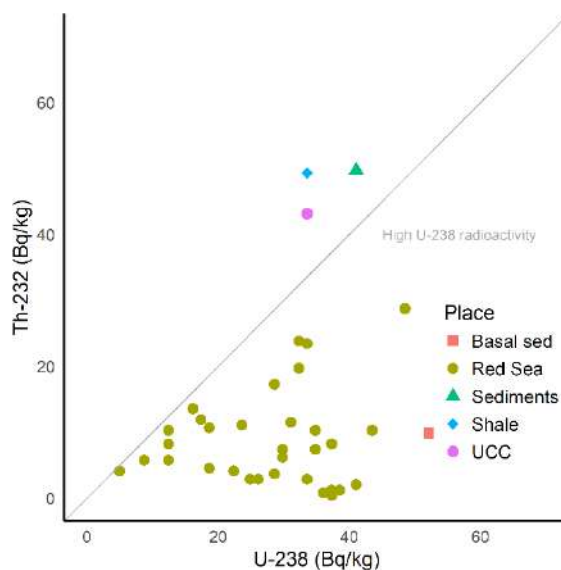


Рисунок 5-8: иллюстрация распределения соотношения U-238 и Th-232 вдоль прибрежных районов египетского побережья Красного моря. Сравнение с литературой представлено

Таблица 5-4: описательная статистика рассчитанных радиоэкологических параметров для морских отложений Красного моря.

Параметр	Сред. знач.± SE	Медиана ± MAD	Min-Max	Skew	Kurtosis	CV%	Statistic	<i>p</i> .value
K-40	241.49±23.82	236.65±98.96	18.2-533.98	0.23	-0.65	56	0.968	0.437
Th-232	8.82±1.27	7.4±5.79	0.41-28.77	1.1	0.49	82	0.884	0.003
U-238	27.73±1.9	29.83±11.06	4.97-48.48	-0.32	-0.82	39	0.968	0.458
R <sub>aeq</sub>	58.92±3.66	53.52±17.24	30.45-118.52	1.06	0.41	35	0.886	0.003
H <sub>ex</sub>	0.16±0.01	0.14±0.05	0.08-0.32	1.06	0.41	38	0.886	0.003
H <sub>in</sub>	0.23±0.01	0.22±0.06	0.1-0.45	0.79	0.6	30	0.945	0.105
I <sub>g</sub>	0.43±0.03	0.39±0.12	0.24-0.86	0.99	0.13	37	0.890	0.003
D	28.29±1.73	25.52±7.61	15.48-55.57	1	0.19	35	0.888	0.003
AED <sub>in</sub>	138.76±8.49	125.21±37.31	75.96-272.63	1	0.19	35	0.888	0.003
AED <sub>out</sub>	34.69±2.12	31.3±9.33	18.99-68.16	1	0.19	35	0.888	0.003

SE = стандартная ошибка; MAD = среднее абсолютное отклонение.

### Средиземное море

Радиоактивности 99 образцов морских отложений из прибрежных районов египетского побережья Средиземного моря была воспроизведена для  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$  соответственно. Образцы были отобраны из трех регионов: Розетта (№=12),



Эль –Буруллус (№=29), и Рас Эль Бар (№=58), соответственно. Полученные результаты концентрации активности Бк/кг представлены на Рисунок 5-9.

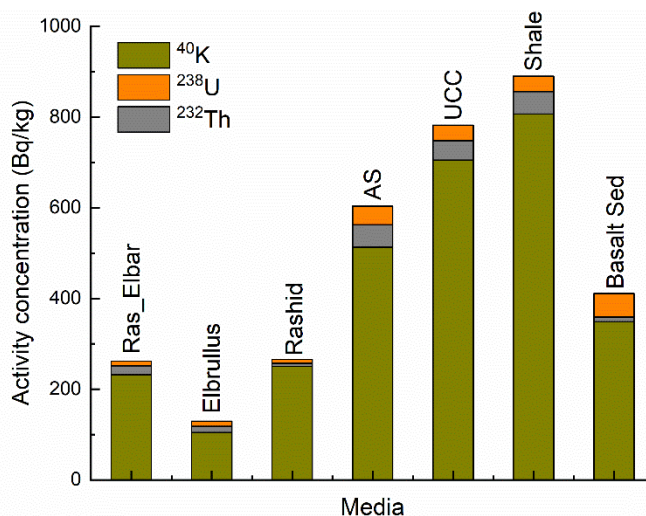


Рисунок 5-9: концентрация активности  $^{40}\text{K}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{238}\text{U}$  в отложениях средиземного моря, а также соответствующие значения из литературы

рисунка совершенно ясно, что полученные результаты для исследуемых объектов меньше соответствующих значений, сообщаемых в литературе по Viers et al. (2009) для AS, Rudnick, Gao (2014) для UCC, Li, Schoonmaker (2014) для сланца и базальтовых отложений. Что касается сектора Рас Эль Бар, концентрация активности К-40 была измерена и составила  $231,9 \pm 10,6$  Бк/кг с минимальным значением 75,2 для местоположения №3 и максимальным значением 433,9 для местоположения №23, соответственно. В то время как концентрация активности Th-232 колебалась от 3,1 до 349,3 для местоположений 28 и 42 со средним значением  $19,7 \pm 7,3$  Бк/кг соответственно. Что касается активности, концентрация U-238 была измерена и составила  $10,3 \pm 3,0$  Бк/кг с диапазоном от 2,5 до 157,7 для местоположений 2 и 42 соответственно.

Полученные результаты U-238 и Th-232 сравнивались с опубликованными по всему миру и строились как на Рисунок 5-10. Рисунок показал, что концентрация активности Th-232 выше, чем у U-238, и это можно объяснить высоким содержанием Th-232 в черном песке, в частности, в секторе Розетта

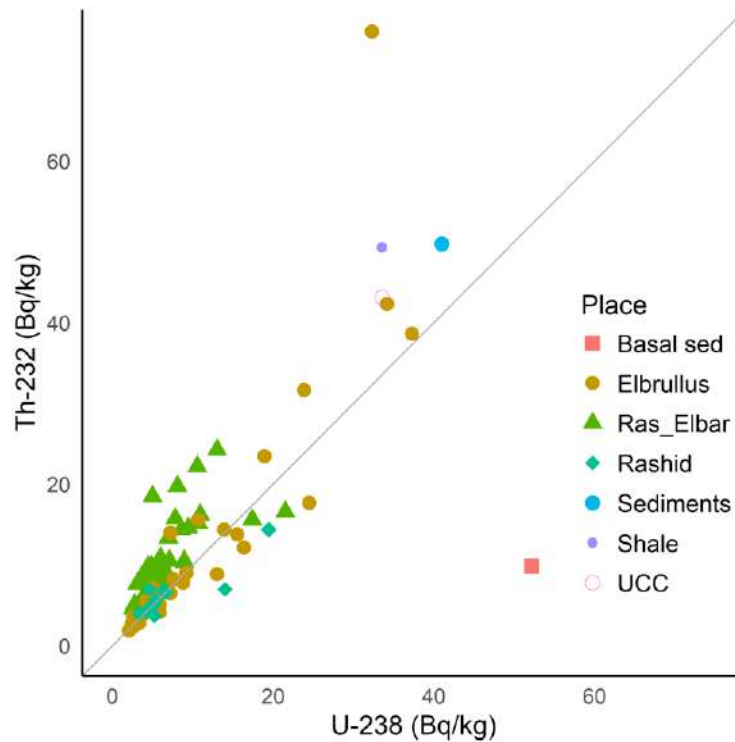


Рисунок 5-10: иллюстрация распределения соотношения U-238 и Th-232 вдоль прибрежных районов египетского Средиземного моря. Сравнение с литературой представлено.

Общие концентрации активности почвы и отложений наносятся на график и визуализируются на Рисунок 5-11. Из рисунка видно, что концентрации активности довольно близки друг к другу в начале двумерного графика, тогда как при высоких концентрациях они сильно диспергированы. Эти особенности, скорее всего, обусловлены влиянием других факторов на увеличение концентраций и большими вариациями от геологического расположения (Tzortzis et al. , 2003; Tzortzis, Tsertos, 2005)



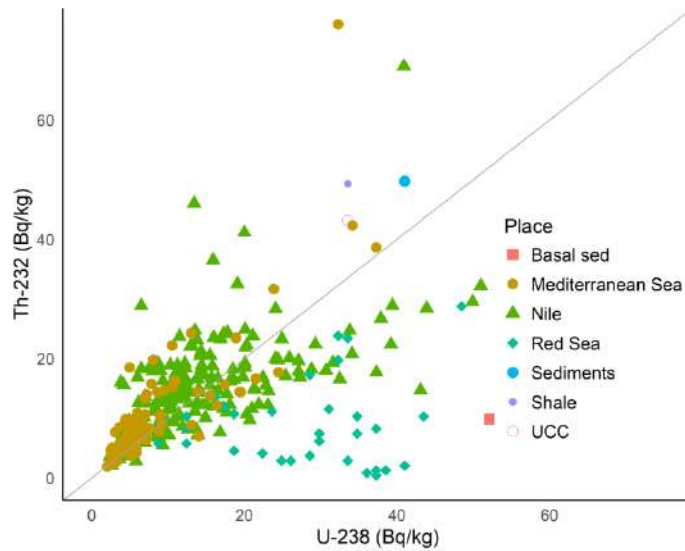


Рисунок 5-11: иллюстрация распределения соотношения U-238 и Th-232 по всему Египту.

Сравнение с литературой представлено.

Пространственное распределение естественных радионуклидов вдоль египетских прибрежных районов Средиземного моря нанесено на карту и показано на Рисунок 5-19.

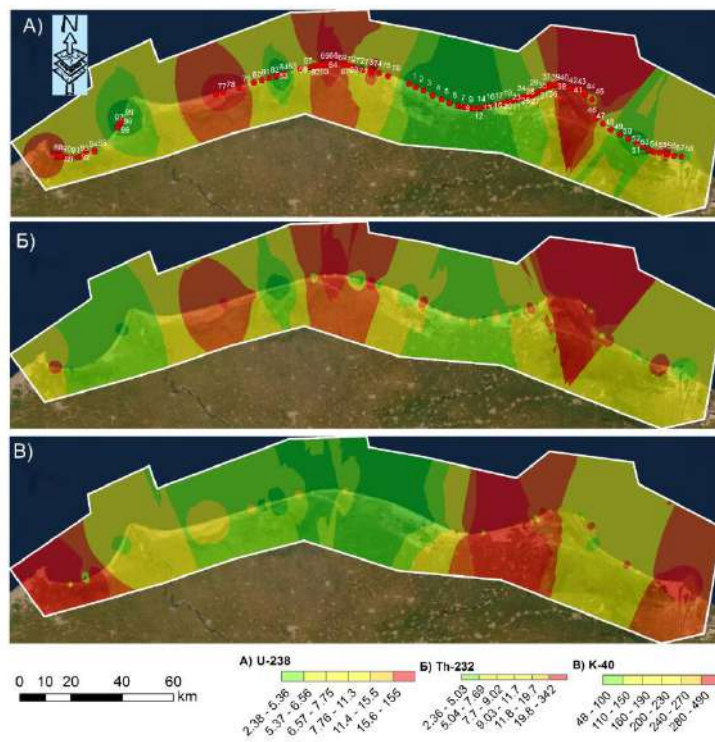


Рисунок 5-12: пространственное распределение ER

## 5.2 Дозовые нагрузки

Для объектов исследований были рассчитаны дозовые нагрузки, а именно мощность поглощённой дозы  $D$  (нГр/ч), мощность годовой эффективности дозы в помещении  $AED_{in}$  и на открытом воздухе  $AED_{out}$  (Зв) и эквивалент радия ( $R_{aeq}$ ).

### 5.2.1 Мощность поглощённой дозы $D$ (нГ/ч)

Предполагая равномерное распределение естественных радионуклидов в земле (Tzortzis et al. , 2003; UNSCEAR, 2000; Beck, De Planque, 1968; Kocher, Sjoreen, 1985; Kohshi et al., 2001), мощность дозы на высоте 1 м над землёй рассчитывается по следующей формуле:

$$D \text{ (nGy/h)} = 0.462 \text{ }^{238}\text{U} + 0.604 \text{ }^{232}\text{Th} + 0.042 \text{ }^{40}\text{K} \quad (42)$$

Более подробная информация о мощности поглощённой дозы в воздухе на единицу активности на единицу массы почвы приведена в (Tzortzis et al. , 2003) and (Clouvas et al., 2000).

### 5.2.2 Мощность Годовой эффективной дозы

Для оценки годовой эффективной дозы на открытом воздухе следует учитывать коэффициенты преобразования поглощённой дозы в воздухе на открытом воздухе в эффективную дозу и коэффициент занятости на открытом воздухе. Научный комитет Организации Объединённых Наций по действию атомной радиации НКДАР (UNSCEAR, 2000; UNSCEAR, 1993) использовал 0,7 Зв/Гр для коэффициента преобразования поглощённой дозы в воздухе в эффективную дозу, полученную взрослыми, и 0,2 для коэффициента занятости на открытом воздухе. Эффективная мощность дозы в единицах мкЗв в год рассчитывается по следующему уравнению

$$AED \text{ (мкЗв/год)} = \dot{D} \times 8760 \text{ (час/год)} \times 0.7 \text{ (Зв/Гр)} \times 10^{-3} \times CF \quad (43)$$

где CF - коэффициент заполняемости, и он равен 0,2 и 0,8 для наружного и внутреннего помещений соответственно.

### 5.2.3 Эквивалент радия ( $Ra_{eq}$ )

Термин эквивалентная активность радия,  $Ra_{eq}$ , (в Бк/кг) обычно используется для сравнения однородности излучения материалов, содержащих различные количества  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$ . Было высказано предположение, что концентрация активности 259 Бк/кг  $^{232}\text{Th}$  и 4810 Бк/кг  $^{40}\text{K}$  эквивалентны 370 Бк/кг  $^{226}\text{Ra}$ ; и в этих количествах каждый из этих радионуклидов дает эффективную дозу 1 мГр/год. Основываясь на этих значениях  $Ra_{eq}$  определяется через уравнение (41):

$$Ra_{eq} = \left\{ \frac{A_{238U}}{370} + \frac{A_{232Th}}{259} + \frac{A_{40K}}{4810} \right\} \times 370 \quad (44)$$

где,  $A_{40K}$ ,  $A_{232Th}$  и  $A_{238U}$  представляют собой радиоактивности (Бк/кг)  $^{40}\text{K}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{238}\text{U}$ , соответственно.

$Ra_{eq}$  определяется так же, как взвешенная сумма радиоактивностей  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$ , основанная на предположении, что 10 Бк/кг  $^{226}\text{Ra}$ , 7 Бк/кг  $^{232}\text{Th}$  и 130 Бк/кг  $^{40}\text{K}$  обеспечивают равные мощности дозы гамма-излучения. Коэффициент  $Ra_{eq}$  рассчитывается с использованием уравнения (45).

$$Ra_{eq} = A_{238U} + \frac{10}{7} \times A_{232Th} + \frac{10}{130} \times A_{40K} \quad (45)$$

Если значение  $Ra_{eq}$  составляет  $\leq 370$  Бк/кг, то мощность внешней дозы будет ниже 1 мГр/год (Beretka, Matthew, 1985; Hamilton, 1971; Harb et al., 2016; Morsi et al., 2017; Tufail et al., 2007).

### 5.3 РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА (ДОЗОВЫЕ НАГРУЗКИ) ТЕРРИТОРИИ (СРАВНЕНИЯ РЕЗУЛЬТАТОВ ЕРН С ПРЕДЕЛЬНО ДОПУСТИМОЙ АКТИВНОСТЬЮ)

#### 5.3.1 ИНДЕКСЫ РАДИАЦИОННОГО РИСКА

##### 5.3.1.1 Оценка индексов внешних и внутренних опасностей

Индексы внешних и внутренних опасностей

Индексы внешней и внутренней опасности были рассчитаны по уравнениям

$$H_{ex} = \frac{A_{40K}}{4810} + \frac{A_{232Th}}{259} + \frac{A_{238U}}{370} \quad (46)$$

$$H_{in} = \frac{A_{40K}}{4810} + \frac{A_{232Th}}{259} + \frac{A_{238U}}{185} \quad (47)$$

где  $H_{ex}$  - индекс внешних опасностей, а  $H_{in}$  - индекс внутренних опасностей (UNSCEAR, 2000).

##### 5.3.1.2 Избыточный пожизненный риск развития рака (ELCR)

Потенциальные канцерогенные эффекты характеризуются оценкой вероятности заболеваемости раком в популяции индивидуумов в течение определённой продолжительности жизни на основе прогнозируемых объёмов потребления (и экспозиций) и данных о зависимости дозы от конкретного химического вещества (т. е. коэффициентов наклона). Для оценки вероятности риска развития рака у любой популяции в результате воздействия радиации определяется избыточный пожизненный риск развития рака (ELCR мЗв год<sup>-1</sup>), который рассчитывается в соответствии с использованием следующего уравнения (Ravisankar et al., 2014):

$$ELCR \left( \frac{\text{мЗв}}{\text{год}} \right) = AED_{out} \times DL \times RF \times 10^{-3} \quad (48)$$

где,  $AED_{out}$  – это мощность годовой эффективной дозы на открытом воздухе мЗв/год, DL и RF – продолжительность жизни (70 лет) и фактор риска ( $0,05 \text{ Зв}^{-1}$ ), соответственно. Фактором риска является смертельный риск развития рака на Зиверта. Для стохастического эффекта Международная комиссия по радиологической защите (ICRP 60) использует значение 0,05 для населения (UNSCEAR, 2000; ICRP, 1991). Среднее мировое значение, предложенное НКДАР ООН UNSCEAR (2000); ICRP (1991) составляет  $0,29 \times 10^{-3}$ .

### 5.3.1.3 Репрезентативный уровень индекса $I_\gamma$

Индекс репрезентативного уровня  $I_\gamma$  образцов является ещё одним параметром для оценки уровня опасности гамма-излучения, связанного с природными радионуклидами в почве и донных отложениях (Ahmed, El-Arabi, 2005; Abu-Samreh et al., 2014; Lu et al., 2007; NEA-OECD, Development, 1979; Xinwei et al., 2006). Этот индекс рассчитывается следующим уравнением:

$$I_\gamma = \frac{A_{U-238}}{150} + \frac{A_{Th-232}}{100} + \frac{A_{K-40}}{1500} \quad (49)$$

### 5.3.1.4 Показатели радиационной опасности

Согласно статистическим данным за 2022 год (Anonymus, 2022), население Египта составляет 106 млн человек, при этом процент сельского населения составляет около 53,7%, а ежегодный прирост - 2,3%. Поскольку почти все население проживает вдоль реки Нил и на территории ее Дельты, представляет первостепенный интерес использовать существующие данные ЕР для оценки индексов потенциальной опасности и параметров, связанных с присутствием  $^{40}\text{K}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{238}\text{U}$  в почве и отложениях.

В этом разделе мы обсудим полученные результаты дозовых нагрузок в каждом отдельном исследуемом объекте.

### Река Нил и Дельта

Радиоэкологические параметры были рассчитаны на основе воздействия отложений из долины Нила и окружающей сельскохозяйственной почвы вокруг двух берегов реки Нил. Результаты расчёта представлены на Рисунок 5-13.

Из рисунка видно, что существенных различий между средними значениями радиоэкологических параметров почвы и отложений вдоль долины и дельты Нила нет. Согласно публикациям НКДАР ООН (UNSCEAR, 2000), рекомендуемые значения 59 нГр/ч, 70 мЗв/год, 410 мЗв/год, и 370 Бк/кг были предложены для мощности поглощённой дозы  $D$  (нГр/ч), мощности годовой эффективности дозы в помещении  $AED_{in}$  и на открытом воздухе  $AED_{out}$  (мкЗв) и эквивалента радия ( $Ra_{eq}$ ).

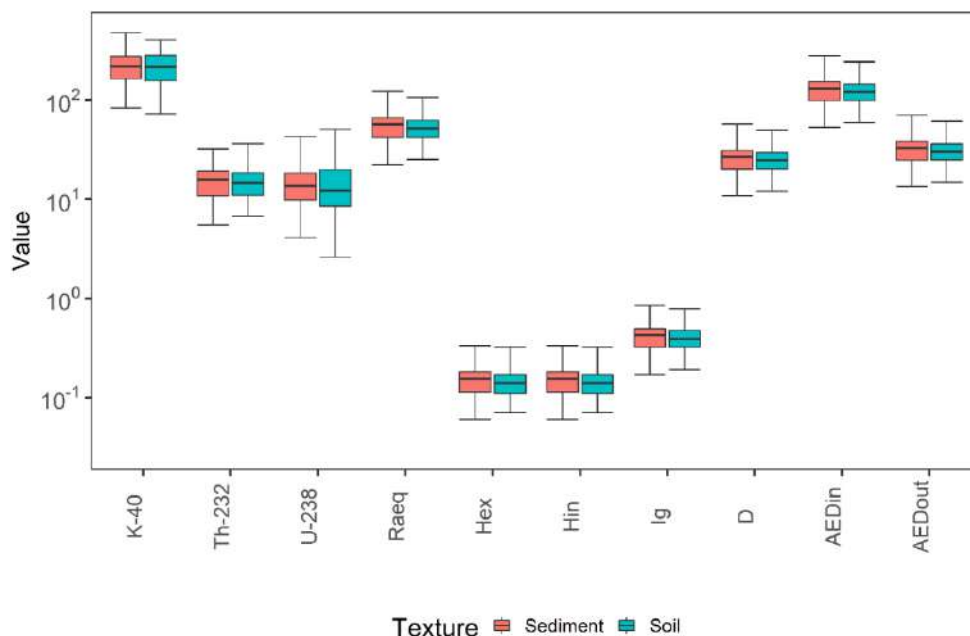


Рисунок 5-13: рисунок показывает описательную статистику экологических параметров для отложений и почвы Нила и Дельты.

Также были рассчитаны индексы радиационного риска, а именно индексы внешней  $N_{ex}$  и внутренней  $N_{in}$  опасности и репрезентативный уровень индекса  $I_{\gamma}$ .

Значения внешней  $H_{ex}$  и внутренней  $H_{in}$  опасности составляют меньше единицы, из чего следует, что эта доза не может привести к возникновению онкологических заболеваний. Можно сделать вывод, что значения параметров опасности, такие как поглощённая доза, индекс репрезентативного уровня, эквивалент радия, индексы внешней и внутренней опасности, а также годовая эффективная доза в помещении и на открытом воздухе значительно ниже рекомендуемых значений, указанных в литературе, и, соответственно, почва и отложения долины Нила не представляют какой-либо значительной радиологической опасности как при непосредственном контакте, так и при использовании в качестве строительных материалов.

Для извлечения дополнительной информации о вкладе каждого отдельного параметра и его связи с другими был проведён анализ главных компонент PCA. Результаты первых двух компонентов проиллюстрированы на Рисунке 5-14 А) и В). На рисунке показано, что существует три кластера, среди которых U-238 и Th-232 имеют разное поведение. Эта особенность может быть объяснена разницей в соотношении Th-232/U-238, которое должно быть около (3,4) в соответствии с данными, опубликованными во всем мире. В обоих случаях соотношение почти равно единице. Значения ниже единиц указывают на то, что среда является восстановителем или существует внешний источник U-загрязнённых частиц. Значения, превышающие единицу, показывают либо истощение урана, либо обогащение тория из-за изменений или естественных процессов в этих областях. Сильная корреляция урана и тория в образцах отражает источник того же происхождения. Результаты исследования могут быть использованы в качестве базовых радиометрических данных для будущих седиментологических исследований.

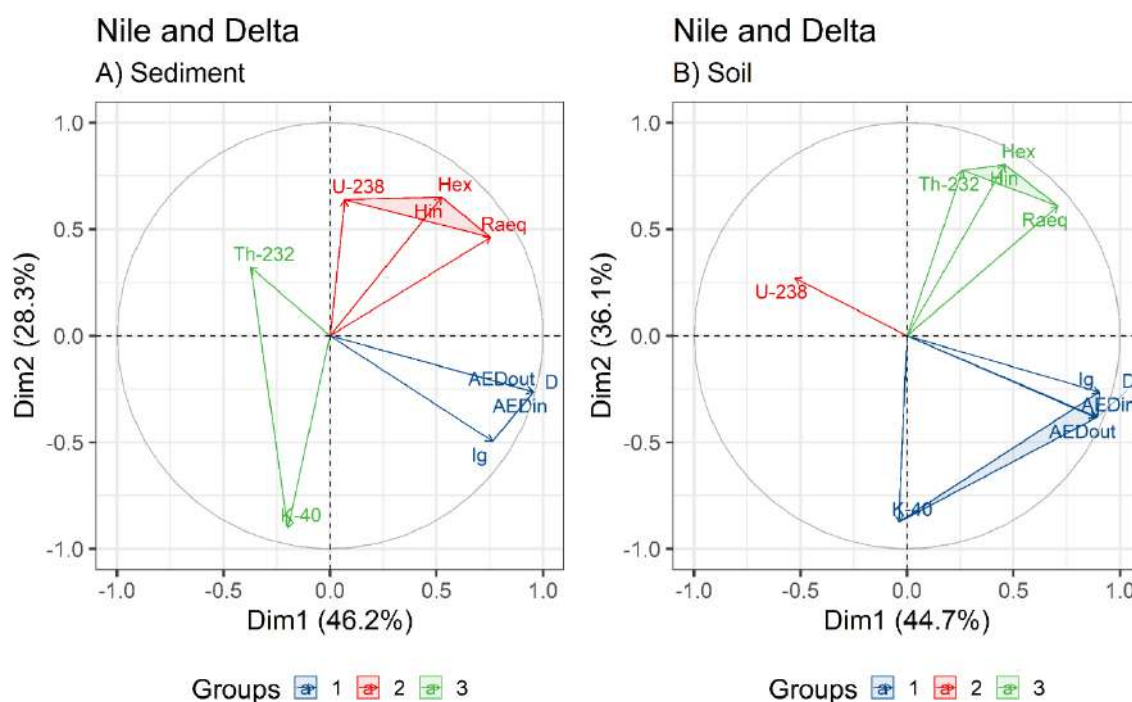


Рисунок 5-14: PCA для дозиметрических параметров из Нила и Дельты

На рисунке показано, что положительную корреляцию с эквивалентом радия и показателями опасности имеет уран и в меньшей степени К-40 и Th-232 в случае отложений А). В то время как для почвы замечено, что Th-232 имеет положительную корреляцию с теми же показателями В). Эти исходы можно объяснить незначительной разницей концентрации активности Th-232 и повышенными значениями U-238 над Th-232 в отложениях и почве.

### Красное море

Аналогичным образом были рассчитаны концентрации радиоактивности естественных радионуклидов и связанные с ними индексы опасности в морских отложениях вдоль прибрежных районов египетского Красного моря. Рассчитанные результаты радиоактивности были нанесены на график Рисунок 5-15. Все радиоэкологические параметры ниже, чем рекомендованные (UNSCEAR, 2000). Например, эквивалент радия был рассчитан как  $Raeq = 58,92 \pm 3,66$  Бк/кг, мощность поглощённой дозы  $D = 28.29 \pm 1.73$  рГр/ч, мощность



годовой эффективности дозы в помещении AEDin и на открытом воздухе AEDout (Зв)  $138.76 \pm 8.49$  и  $34.69 \pm 2.12$ , соответственно.

Были рассчитаны индексы внешней  $H_{ex}$  и внутренней  $H_{in}$  опасности и репрезентативный уровень индекса  $I_{\gamma}$ , и оказалось, что они меньше единицы. Таким образом, можно сделать вывод, что воздействие морских отложений вдоль египетской акватории Красного моря не представляет какой-либо существенной опасности с точки зрения радиологической защиты.

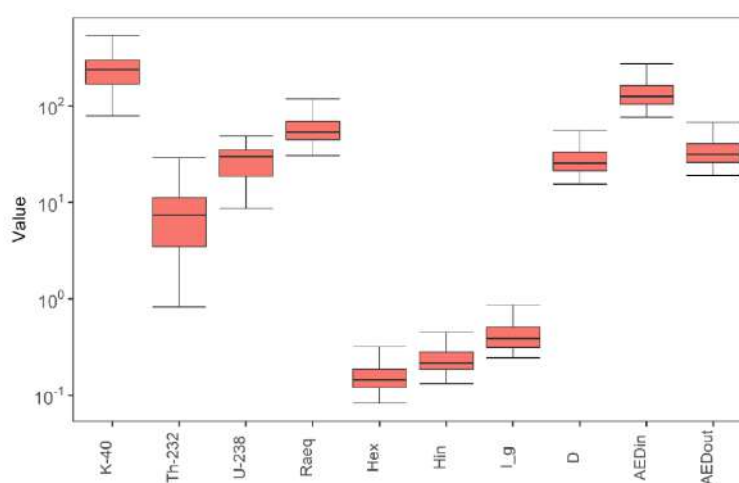


Рисунок 5-15: иллюстрация распределения радиоэкологических параметров в результате воздействия ЕР из прибрежных морских отложений Красного моря.

Первые два PCA описывают почти все полученные данные как  $PCA1 = 87\%$  и  $PCA2 = 9,9\%$ , как ясно показано на Рисунок 5-16. Из рисунка видно, что вклад урана в дозиметрические значения значителен по сравнению с вкладом калия и тория. Анализ показывает два кластера, где Th-232 и K-40 сгруппированы вместе, и это, скорее всего, высокое значение U-238 по сравнению с Th-232 и небольшой вклад K-40 в формирование дозовых нагрузок.

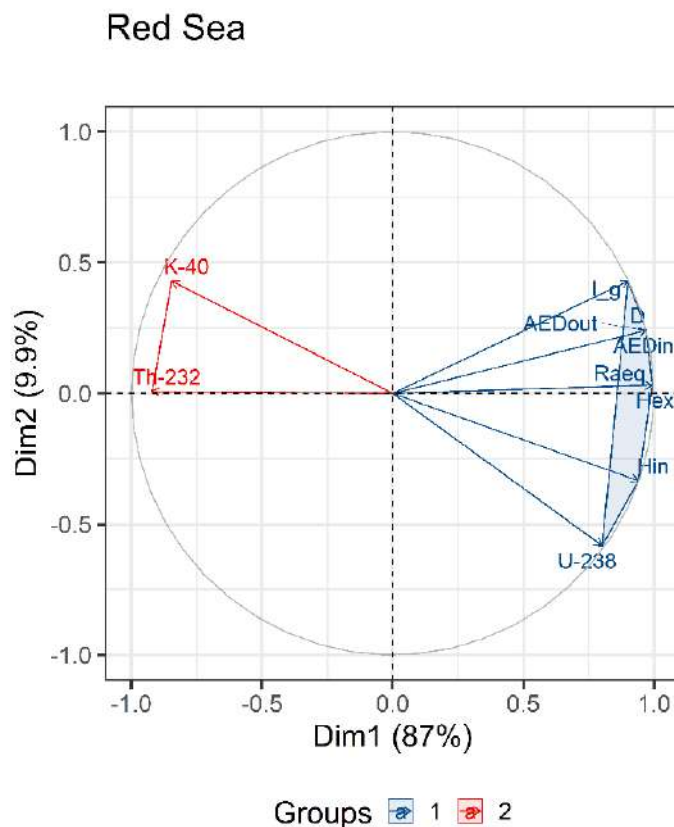


Рисунок 5-16: первые два PCAs дозиметрических параметров (Красное море)

#### Средиземное море

На основе полученных концентраций активности ЕР были рассчитаны дозовые нагрузки и связанные с ними индексы риска для морских отложений вдоль прибрежных районов египетской акватории Средиземного моря. Дозиметрические параметры были рассчитаны для трех секторов, а именно: Розетта, Эль –Буруллус, и Рас Эль Бар. Результаты расчётных параметров нанесены на Рисунке и проиллюстрированы Рисунок 5-17. Сравнивая дозиметрические параметры исследуемых объектов в результате воздействия морских отложений, результаты показали, что концентрации радиоактивности различны, где можно найти разные радиоактивности в разных объектах. Что касается Рас Эль Бара, Raeg был рассчитан как 56,3 Бк/кг и выше соответствующих значений в двух других секторах 38,6 и 37,5 Бк/кг для Эль –

Буруллуса и Розетты соответственно. Кроме того, средний показатель общего  $R_{aeq}$  равен 48,8 Вк/кг. Полученные результаты показывают, что они значительно меньше, чем те, о которых сообщает (UNSCEAR, 2000). Аналогичным образом, индексы опасности  $H_{in}$  и  $H_{ex}$  показывают, что существенной опасности от воздействия отложений нет, поскольку их значение меньше единицы. Мощность поглощённой дозы была рассчитана для трёх секторов, а средние значения составляют 26,4, 17,7 и 18,5 нГр/ч для Рас-Эльбара, Эль-бурллуса и Розетты, соответственно. Что касается годовой эффективной дозы на открытом воздухе и в помещении, то средние значения были рассчитаны как 32,4 и 129,3; 21,8 и 87; 22,7 и 90,9  $\mu$ Зв, для Рас-Эльбара, Эль- бурллуса и Рашида.

соответственно.

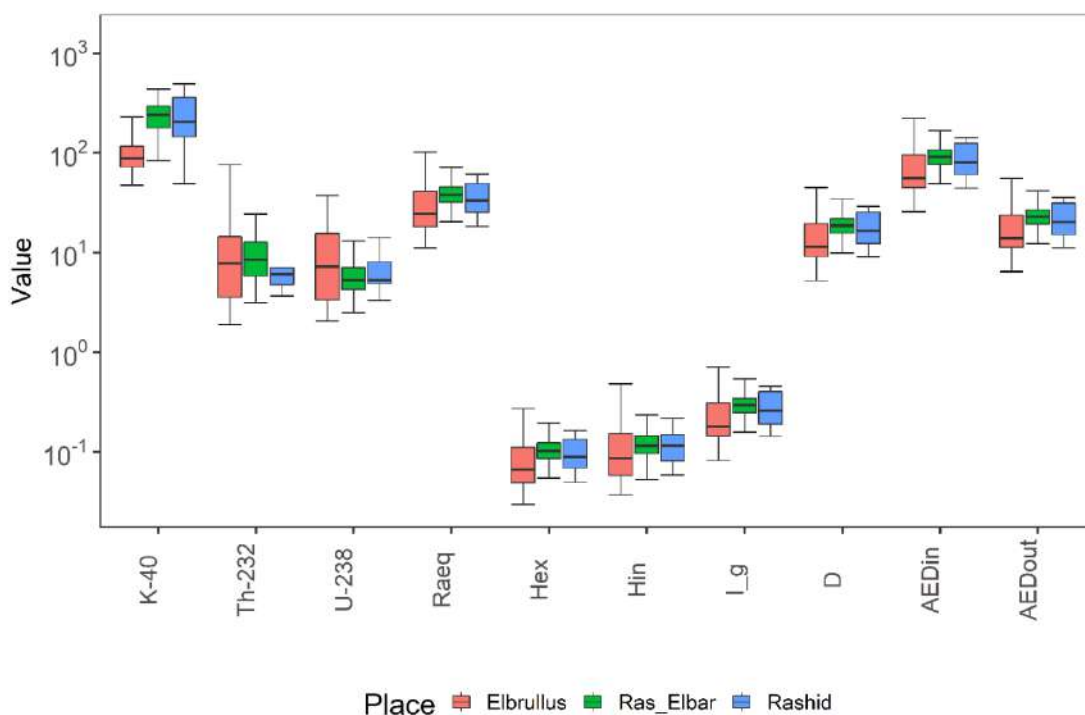


Рисунок 5-17: иллюстрация распределения радиоэкологических параметров в результате воздействия ЕР из прибрежных морских отложений Средиземного моря

Аналогичным образом, PCA проводился для увязки дозиметрических параметров на основе их общих признаков. На первые два PCA приходится 94%. Таким образом, данные довольно хорошо описаны. PCA1 и PCA2 55,5% и 38,8%,

соответственно. Результаты первых двух PCA нанесены на график и приведены на Рисунок 5-18 . На рисунке показано, что Hex, Raeq, AEDin, AEDout, Ig, and D вносят большой вклад в первый PCA, а затем они хорошо сгруппированы. В отличие от этого, U-238, Th-232 и Hin имеют меньший вклад в PCA1 и высокий вклад в PCA2. Поэтому они сгруппированы вместе. Напротив, K-40 имеет тенденцию создавать отдельный кластер и, скорее всего, потому что он обладает высокой концентрацией активности и не имеет такого вклада, как другие параметры.

Таким образом, мы можем делать вывод, что уран и торий вносят большой вклад в формирование дозовых нагрузок.

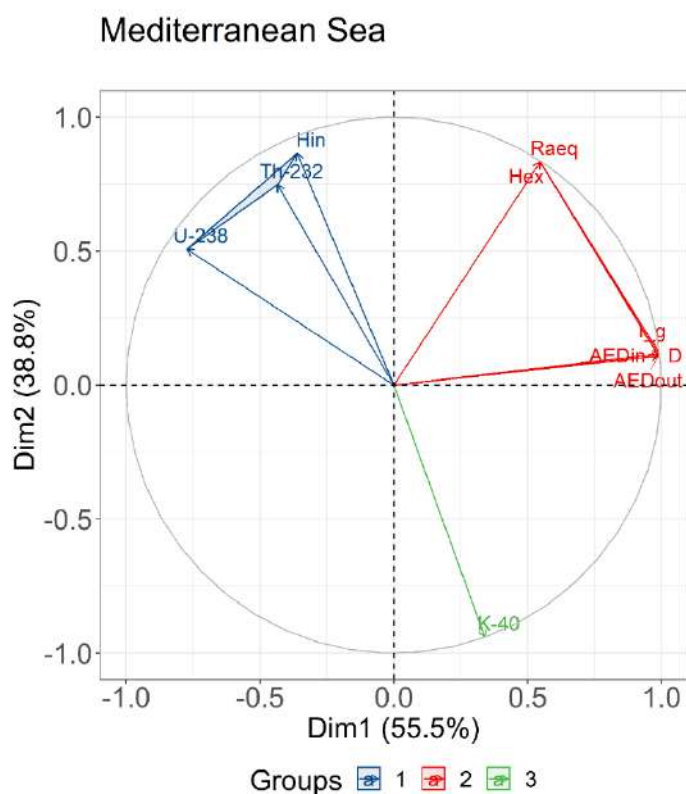


Рисунок 5-18: первые два PCA дозиметрических параметров (Средиземное море)

Из проведённого выше обсуждения, мы можем обобщить полученные результаты, как это ясно показано на рисунке ниже (Рисунок 5-19). На рисунке показан значительный вклад Th-232, обнаруженный в прибрежных районах египетского Средиземного моря и в определенных местах вдоль египетского

побережья Красного моря. Вероятно, повышенное количество Th-232 связано с наличием черного песка на северо-западе Египта и добычей фосфатов на юго-востоке Египта соответственно. Также было замечено, что концентрация U-238 в реке Нил и Дельте выше, чем в прибрежных районах морей. Эта особенность может быть объяснена характером глинистой почвы вокруг двух берегов реки и Дельты и избыточным использованием удобрений в сельскохозяйственных целях. Такое же объяснение можно дать повышенным концентрациям K-40 в речных и дельтовых отложениях и почве.

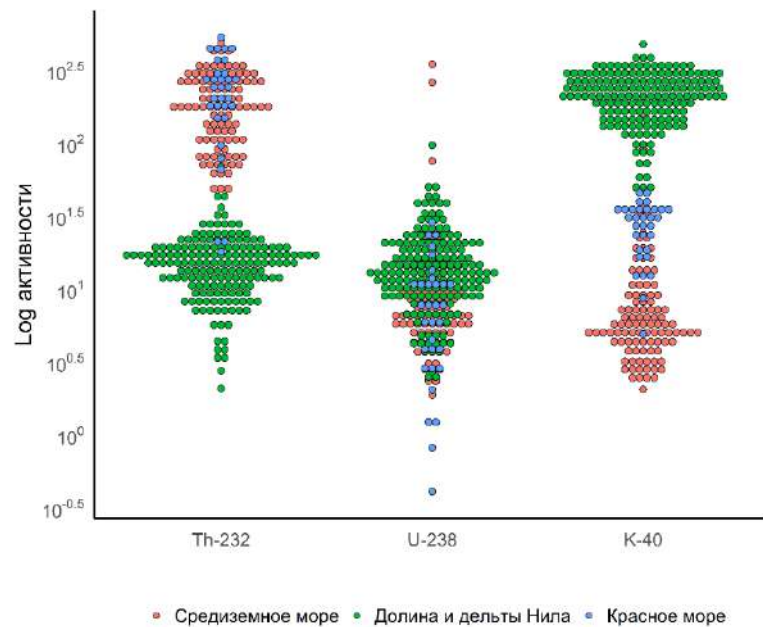


Рисунок 5-19: точечная диаграмма иллюстрирует распределение естественных радионуклидов по всей стране на основе почвы и донных отложений изучаемых территорий.

## 5.4 ЭКВИДОЗИМЕТРИЧЕСКИЕ РИСКИ

В этом разделе приведены результаты расчёта эквидозиметрического риска. Рассчитанные риски на исследуемых территориях Египта показывают, что радиационные риски (ELCR) от U-238, Th-232 и K-40 на всех исследуемых объектах близки между собой и значительно ниже среднего мирового допустимого уровня ( $0,29 \times 10^{-3}$ ) (UNSCEAR, 2000; Abedin et al., 2020). Полученные результаты показывают, что рассчитанные радиационные риски от донных отложения, почвы, Средиземного и Красного морей  $1,13 \times 10^{-4}$ ,  $1,11 \times 10^{-4}$ ,  $9,8 \times 10^{-5}$ , и  $1,2 \times 10^{-4}$ , соответственно. В то время когда химиотоксикологические и эквидозиметрические риски более чем на три порядка перевешают мировые допустимые уровни ( $10^{-6}$ – $10^{-4}$ ) (Kurt-Karakus, 2012) и ( $3,0 \times 10^{-4}$ – $1,9 \times 10^{-4}$ ) от каждого отдельного элемента при всех путях поступления, соответственно. Результаты расчёта химиотоксикологического риска (CR) от каждого хемотоксиканта варьируется от минимального значение  $4,1 \times 10^{-6}$  до максимального значения  $1,6 \times 10^{-1}$  от Zn в Красном море и от Co в Средиземном море со средним значением  $3,9 \times 10^{-2}$ .

Кроме того, показатель риска (HQ)– это суммарная величина всех рисков от хемотоксикантов для каждого отдельного объекта. Полученные результаты показателя риска от донных отложения, почвы, Средиземного и Красного морей  $3,2 \times 10^{-1}$ ,  $3,1 \times 10^{-1}$ ,  $2,6 \times 10^{-1}$ ,  $2,1 \times 10^{-1}$ , соответственно. Когда показатель риска больше единицы, существует вероятность возникновения канцерогенных эффектов, в то время как среднее значение показатель риска ниже 1 ( $2,8 \times 10^{-1}$ ) не свидетельствует о значительном риске канцерогенных эффектов.

На основании полученных результатов радиационного и химиотоксикологического риска, рассчитанные эквидозиметрические риски показывают, что наиболее превышение рассчитанных рисков наблюдаются в почвах и донных отложениях долины Нила и наименьше в прибрежных акваториях морей. Основная опасность для человека на исследуемых территориях

исходит от химотоксикантов. Вместе с тем, чтобы учесть совокупное влияние радиационного и химиотоксикологического рисков должна быть внедрена концепция эквидозиметрии.

## **ЗАКЛЮЧЕНИЕ И ВЫВОДЫ**

### **ЗАКЛЮЧЕНИЕ**

Полученные нами результаты вместе с литературными данными демонстрируют разнообразие содержания тяжёлых металлов и радионуклидов в изученных компонентах экосистем (почвы и донные отложения) в долине реки Нил и его дельты, прибрежных районах Красного и Средиземного морей. Для выполнения данных задач использовался нейтронно-активационный анализ и связанные с ним аналитические методы. Помимо НАА, была также использована масс-спектрометрия с индуктивно-связанной плазмой ICP-MS. Результаты работы помогают прояснить многочисленные экологические проблемы Египта. В ходе данной работы создана первая база данных по фоновым значениям содержания ТМ и ЕРН в почвах и донных отложениях Египта, которая, в свою очередь, помогает учёным из разных областей эффективно использовать эти данные для изучения влияния изменения климата на качество почв и отложений, а также на морскую среду. Количество элементов в каждом объекте исследования варьируется. Например, в долине реки Нил и его Дельте общее количество элементов составило около 28, в Красном море - около 43, и, наконец, в Средиземном море - около 39 основных и микроэлементов. При проведении данной работы мы обнаружили наиболее загрязнённые места вдоль реки Нил и в его Дельте, а также вдоль прибрежных районов Египта в Красном и Средиземном морях. Внедрение ГИС-технологий позволило локализовать населённые пункты Египта, подвергшиеся сильному загрязнению. Исследования показали, что уровень содержания в долине и Дельте реки Нил Вг, Тi, Zr, Cr, V, Hf, Co, Ca, Zn, и Fe более высок по сравнению с литературными данными. На юго-востоке Египта выявлена значительная массовая доля урана, тория и редкоземельных элементов.

Массовая доля Zr показала низкий уровень циркуляции или устойчивую добавку циркона, наводящую на мысль о нециклическом эффекте. Это может быть объяснено отсутствием нового дополнения качества накопления осадков с момента строительства Асуанской плотины, препятствующей поступлению наносов в долину реки Нил. Помимо этого, массовая доля U значительна на юге страны. Также можно утверждать, что элементы, содержащиеся в почвах, имеют происхождение от донных отложений, которые поступили с эфиопских высот, а в дельте Нил – также и из-за избыточного использования удобрений. Высокие массовые доли (в порядке убывания  $Ca > Na > Br > Mg > Hf$ ) были обнаружены в Красном море. Результаты содержания элементного состава показывают, что в донных отложениях прибрежной акватории Средиземного моря повешенными массовыми долями по сравнению с литературными данными характеризуется Cl, Sn, Zr, Hf, Ti, Cr, Ca, Na, Si, Sr, Mg. В частности, большое количество Cr и Sn обнаружено вдоль побережья Средиземного моря на севере Египта (озера Эльбруллус, Эль-Манзала, Идку и Мариут). По сравнению с литературными данными, массовые доли этих элементов более значительны и соответственно представляют существенную опасность для человека. На основании результатов данного исследования проводилась оценка потенциального экологического риска для человека и окружающей среды. Была проведена статистическая обработка массивов полученных данных для изучения вопроса происхождения элементов и их накопления и поведения. В том числе применялся метод главных компонент PCA и положительная матричная факторизация PMF. Результаты данной работы использовались для расчёта разных типов риска. Это даёт лучшее понимание концепции и толкования термина «эквидозиметрия» как методологии учёта суммирующих эффектов, вызванных сочетающимся воздействием радионуклидов и токсичных элементов.

Значительный вклад Th-232 обнаружен в районах египетского побережья Средиземного моря и в некоторых местах вдоль побережья Красного моря. Вероятно повышенное количество Th-232 связано с наличием черного песка на



северо-западе и добычей фосфатов на юго-востоке Египта. Точно так же было замечено, что содержание U-238 выше в реке Нил и его дельте, чем в прибрежных районах морей. Эта особенность может быть объяснена физико-химическими свойствами глинистой почвы вокруг двух берегов реки и Дельты и избыточным использованием удобрений в сельскохозяйственных целях. Такое же объяснение можно дать повышенной концентрации K-40 в речных и дельтовых отложениях и почве. Рассчитанные риски на исследуемых территориях Египта показывают, что радиационные риски на всех изучаемых объектах близки между собой и значительно ниже среднего мирового допустимого уровня ( $0,29 \times 10^{-3}$ ). Химиотоксикологические и эквидозиметрические риски более чем на три порядка превышают мировые допустимые уровни. Наибольшее превышение рассчитанных рисков наблюдается в почвах и донных отложениях долины Нила и наименьшее в прибрежных акваториях морей. Основная опасность для человека на исследуемых территориях исходит от хемотоксикантов. Вместе с тем, чтобы учесть совокупное влияние радиационного и химиотоксикологического рисков необходимо использовать концепцию эквидозиметрии.

## **ВЫВОДЫ**

1. Впервые в ходе широкомасштабных комплексных экологических исследований наиболее густонаселённых и развитых территорий Египта в долине и дельте реки Нил, побережий Красного и Средиземного морей в почвах и донных отложениях определён элементный состав хемотоксикантов и радионуклидов, создана базы данных по их содержанию и определены их средние уровни «кларков» для этих территорий АРЕ. С помощью GIS-технологий построены цифровые карты пространственного распределения элементов определены места с максимальными уровнями содержания и выявлены источники их.

2. Современные уровни содержания Br, Ti, Zr, Cr, V, Hf, Co, Ca, Zn, и Fe для долины реки Нил значительно превышают опубликованные ранее. По массовой доле урана, тория и редкоземельных элементов особенно выделяется юго-восток Египта, при этом содержание ТМ в почвах и донных отложениях почти одинаково. Очевидно, накопление в почвах исследуемых элементов, в основном, связано с их выветриванием и эоловым переносом на исследуемой территории и поступлением их с эфиопских высот, а также в результате разлива Нила до построения плотины.
3. Элементный состав донных отложений прибрежной акватории египетского сектора Красного моря характеризуется повышенными массовыми долями Ca, Na, Br, Mg, Hf и Cr, Sn вдоль побережья Средиземного моря на севере Египта (озера Эльбруллус, Эль-Манзала, Идку и Мариут). Это представляет значительную опасность для окружающей среды на этих территориях. Очевидно, загрязнение прибрежной акватории Красного моря связано с добычей фосфатов на юго-востоке Египта в районе Шарм-эль-Бахари, где отмечается максимальные концентрации этих элементов в донных отложениях и добычей урановых и золотоносных руд. Загрязнение прибрежной акватории Средиземного моря обусловлено красками, содержащими Cr и Sn и широко используемыми в портах египетского сектора во время ремонта кораблей.
4. Рассчитанные комплексные индексы загрязнения PLI и Zc для прибрежной акватории Средиземного моря близки к таковым, рассчитанным для Красного моря. Это свидетельствует о схожести экологической ситуации на этих территориях. Сравнение результатов визуализации PLI и Zc отложений ТМ позволяет признать, что PLI более точно выделяет места с повышенными индексами загрязнения и указывает на наличие источников загрязнения и потенциальной возможности возникновения экологических рисков, требующих особого внимания на этих территориях. В целом же

можно констатировать, что эти индексы отражают согласованную картину неоднородности загрязнения.

5. Рассчитанные коэффициенты обогащения элементов (EF) не в полной мере отражают экологическую ситуацию на изучаемых территориях. Наиболее адекватно картину экологического состояния отражают интегральные комплексные индексы загрязнения PLI и Zc, которые показывают, что картина не столь однозначна. По результатам расчетов значения комплексных индексов загрязнения исследуемых территорий по убыванию можно расположить следующим образом: долина и дельта Реки Нил > прибрежные акватории Средиземного моря > прибрежные акватории Красного моря.
6. Полученные коэффициенты опасности от хемотоксикантов (HQ) для детей и взрослых показывают, что в первую очередь для человека на исследуемых территориях опасность представляют следующие элементы: Co, Cr, Ni, V и некоторые другие в зависимости от региона. Наиболее важен для взрослой категории населения пероральный путь их поступления. Среди рассматриваемых территорий по сравнению с прибрежными акваториями исследуемых морей выделяются долина и Дельта реки Нил.
7. Содержание естественных радионуклидов U-238, Th-232, и K-40 на территории исследований неодинаково. Наиболее высокая активность ЕРН выявлена в донных отложениях Средиземного моря, затем Красного моря и минимальная - в долине и Дельте реки Нил. В свою очередь в пределах этих регионов выделены зоны с относительно высоким содержанием K-40, U-238 и Th-232 в почвах и донных отложениях. Повышенное содержания K-40 в зонах долины Нила, обусловлено гранулометрическим и минералогическим составом почв и донных отложений и избыточным внесением удобрений в этих локациях. Повышенное содержание U-238 и Th-232 в донных отложениях Красного и Средиземного морей связано с их переносом с юго-

востока Египта, где ведётся добыча урана и золота, а также с наличием черного песка на северо-западе (Розетта) и добычей фосфатов на юго-востоке Египта.

8. Рассчитанные величины индексов радиационных рисков на этих территориях ( $H_{in}$  и  $H_{ex}$ ) меньше единицы и не представляют опасности для человека и компонентов окружающей среды. Анализ результатов методом главных компонент показал, что основными дозобразующими ЕРН для человека являются U-238 и Th-232 в то время, как вклад K-40 в суммарную дозу минимален. Расчёт годовых эффективных доз (Зв) в помещении (AED<sub>in</sub>) и на открытом воздухе (AED<sub>out</sub>) показал, что в помещении она выше, чем на открытом воздухе.
9. Результаты расчётов показывают, что радиационные риски на всех исследованных объектах близки между собой и значительно ниже среднемирового допустимого уровня ( $0,29 \times 10^{-3}$ ). Напротив, хемотоксикологические и эквидозиметрические риски более чем на три порядка превышают мировые допустимые уровни. Наибольшее превышение рассчитанных рисков наблюдается в почвах и донных отложениях долины Нила, а наименьшее - в прибрежных акваториях морей. Основная опасность для человека на исследуемых территориях исходит от хемотоксикантов. Вместе с тем, чтобы учесть совокупное влияние радиационного и хемотоксикологического рисков необходимо использовать концепцию эквидозиметрии.

## Список сокращений и условных обозначений

CLR –	Centered log transformation
GIS –	Geographic information system
ASRT –	Академия научных исследований и технологий (Academy of Scientific Research and Technologies)
АРЕ –	Арабская Республика Египет
UCC –	Верхняя континентальная земная кора
СА –	Главный компонент
ДЖИ –	Долгоживущие изотопы
CDI –	Ежедневное потребление химических веществ
ЕРН –	Естественные радионуклиды
ELCR –	Избыточный пожизненный риск развития рака
Igeo –	Индекс геоаккумуляции
PINem –	Индекс загрязнения
PLI –	Индекс нагрузки загрязнения
PER –	Индекс потенциального экологического риска
RI –	Индекс риска
Hin –	Индексы внутренних опасностей
PI –	Индивидуальный индекс загрязнения
СА –	Кластерный анализ
ЕС –	Концентрация экспозиции
КЖИ –	Короткоживущие изотопы
EF –	Коэффициент обогащения
ЛНФ –	Лаборатория Нейтронной Физики им. И.М. Франка
LREE –	Легкие редкоземельные элементы
LGB –	Референтный геохимический фон (Reference geochemical background)
РСА –	Метод главных компонент
IDW –	Метод обратного взвешивания расстояний
MPI –	Модифицированный индекс загрязнения
AEDin –	Мощность годовой эффективности дозы в помещении
D –	Мощность поглощённой дозы
НАА –	Нейтронно-активационный анализ

ОИЯИ –	Объединённый институт ядерных исследований
Hex –	Оценка индексов внешних опасностей
DAD –	Поглощённая доза для кожи
PMF –	Положительная (неотрицательная) матричная факторизация
PAAS –	Постархейский австралийский сланцевый
REE –	Редкоземельные элементы
Igamma –	Репрезентативный уровень индекса
NASC –	Североамериканский сланцевый композитный
TPI –	Суммарный индекс загрязнения
HREE –	Тяжёлые редкоземельные элементы
TM –	Тяжёлыми металлами
Raeq –	Эквивалент радия
RGB	Локальный геохимический фон (Local geochemical background)

## Список литературы

1. Trace elements in soils and plants. CRC Press. / Kabata-Pendias A. – 4 изд. – Boca Raton, 2011. CRC Press. – 548 с.
2. Тихомиров Ф. А., Алексахин Р. М. Радиационный мониторинг почвенно-растительного покрова // Вестник Моск. Ун-та, сер. 17, Почвоведение. – 1987. – Т. 1. – С. 30 - 35.
3. Эквидозиметрия. / Кеирим-Маркус И. Б. – Москва: АТОМИЗДАТ, 1980. – 191 с.
4. Радиационная биофизика (ионизирующие излучения) /Кудряшов Ю. Б. – Москва: М.Ф. Ломанова. — М.: ФИЗМАТЛИТ, , 2004. – 448 с.
5. Equidosimetry: Ecological Standardization and Equidosimetry for Radioecology and Environmental Ecology. Organization, North Atlantic Treaty for Security through Science, Nato Programme. NATO security through science series: Environmental security. / Bréchnignac F., Desmet G.: Springer, 2005. NATO security through science series: Environmental security.
6. Maubert H. Equidosimetry: A Reflexion on Risk Assessment // Equidosimetry — Ecological Standardization and Equidosimetry for Radioecology and Environmental Ecology / Под ред. Bréchnignac F., Desmet G. – Dordrecht: Springer Netherlands, 2005. – С. 35-41.
7. Tsytsugina V. An equidosimetric approach to the comparison of radiation and chemical effects on natural populations of aquatic organisms // Equidosimetry — Ecological Standardization and Equidosimetry for Radioecology and Environmental Ecology / Под ред. Bréchnignac F., Desmet G. – Dordrecht: Springer Netherlands, 2005. – С. 43-49.
8. Tzortzis M., Tsertos H., Christofides S., Christodoulides G. Gamma-ray measurements of naturally occurring radioactive samples from Cyprus characteristic geological rocks // Radiation Measurements. – 2003. – Т. 37, № 3. – С. 221-229.
9. Stanley D., Warne A. Nile Delta: recent geological evolution and human impact // Science. – 1993. – Т. 260, № 3. – С. 628-634.
10. Arafa W. M., Badawy W. M., Fahmi N. M., Ali K., Gad M. S., Dului O. G., Frontasyeva M. V., Steinnes E. Geochemistry of sediments and surface soils from the Nile Delta and lower Nile valley studied by epithermal neutron activation analysis // Journal of African Earth Sciences. – 2015. – Т. 107. – С. 57-64.
11. Badawy W., Dului O. G., Frontasyeva M. V., El-Samman H. Distribution of Major and Trace Elements in Soil and Sediments Along the Nile River and Delta— (Egypt): A Case Study // Petrogenesis and Exploration of the Earth’s Interior / Doronzo D. M. и др. – Cham: Springer International Publishing, 2019. – С. 93-95.
12. Badawy W. M., Dului O. G., Frontasyeva M. V., El Samman H., Faanhof A. Environmental radioactivity of soils and sediments: Egyptian sector of the Nile valley // Isotopes Environ Health Stud. – 2018. – Т. 54, № 5. – С. 535-547.

13. Badawy W. M., Ghanim E. H., Dului O. G., El Samman H., Frontasyeva M. V. Major and trace element distribution in soil and sediments from the Egyptian central Nile Valley // *Journal of African Earth Sciences*. – 2017. – Т. 131. – С. 53-61.
14. Badawy W. M., Soliman N. F., Eissa H. S., Mahmoud A. W. Natural Radioactivity and the Associated Dose from the Terrestrial Ecosystem of Ismailia Canal - Egypt // *International Journal of Advanced Research*. – 2015. – Т. 3, № 1. – С. 779-788.
15. Badawy W. M., Dului O. G., El Samman H., El-Taher A., Frontasyeva M. V. A review of major and trace elements in Nile River and Western Red Sea sediments: An approach of geochemistry, pollution, and associated hazards // *Appl Radiat Isot*. – 2021. – Т. 170. – С. 109595.
16. Said R. 1 - INTRODUCTION // *The River Nile / Said R.* – Amsterdam: Pergamon, 1993. – С. 7-11.
17. Shalash S. The effect of the High Aswan Dam on the hydrological regime of the River Nile // *Proceedings of the Helsinki Symposium. IAHS-AISH Publ, Actes du Colloque d'Helsinki – Helsinki, 1980.* – С. 130.
18. Ismail S. S., Unfried E., Grass F. Distribution of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{228}\text{Ra}$  in the sediments of Aswan High Dam lake // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 1994. – Т. 186, № 2. – С. 143-155.
19. Dekov V. M., Komy Z., Araújo F., Van Put A., Van Grieken R. Chemical composition of sediments, suspended matter, river water and ground water of the Nile (Aswan-Sohag traverse) // *Science of the Total Environment*. – 1997. – Т. 201. – С. 195-210.
20. Stanley J. D. Nile delta: extreme case of sediment entrapment on a delta plain and consequent coastal land loss // *Marine Geology*. – 1996. – Т. 129, № 3. – С. 189-95.
21. Wahaab R. A., Badawy M. I. Water quality assessment of the River Nile system: An overview // *Biomedical and Environmental Sciences*. – 2004. – Т. 17, № 1. – С. 87-100.
22. The history. Book two. / Herodotus; Под ред. two B., 5th century B. C.: Book two.
23. Last Oasis: Facing Water Scarcity. / Postel S., 1992.
24. Hoyt S. F. The Name of the Red Sea // *Journal of the American Oriental Society*. – 1912. – Т. 32, № 2. – С. 115-119.
25. Бухарин М. Д. Происхождение понятие «Красное Море» // *ВЕСТНИК ДРЕВНЕЙ ИСТОРИИ*. – 2009. – Т. 270, № 3. – С. 46-63.
26. Bosworth W. Geological Evolution of the Red Sea: Historical Background, Review, and Synthesis // *The Red Sea: The Formation, Morphology, Oceanography and Environment of a Young Ocean Basin / Rasul N. M. A., Stewart I. C. F.* – Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2015. – С. 45-78.
27. Pan K., Lee O. O., Qian P.-Y., Wang W.-X. Sponges and sediments as monitoring tools of metal contamination in the eastern coast of the Red Sea, Saudi Arabia // *Marine Pollution Bulletin*. – 2011. – Т. 62, № 5. – С. 1140-1146.



28. Roberts C. M., McClean C. J., Veron J. E. N., Hawkins J. P., Allen G. R., McAllister D. E., Mittermeier C. G., Schueler F. W., Spalding M., Wells F., Vynne C., Werner T. B. Marine Biodiversity Hotspots and Conservation Priorities for Tropical Reefs // *Science*. – 2002. – Т. 295, № 5558. – С. 1280-1284.
29. El-Taher A., Zakaly H. M. H., Elsaman R. Environmental implications and spatial distribution of natural radionuclides and heavy metals in sediments from four harbours in the Egyptian Red Sea coast // *Applied Radiation and Isotopes*. – 2018. – Т. 131. – С. 13-22.
30. Madkour H. A. Geochemical and environmental studies of recent marine sediments and some hard corals of Wadi El-Gemal area of the Red Sea Egypt // *Egypt. J. Aquat. Res.* – 2005. – Т. 31, № 1. – С. 69-91.
31. Rasul N. M. A. Lagoon Sediments of the Eastern Red Sea: Distribution Processes, Pathways and Patterns // *The Red Sea: The Formation, Morphology, Oceanography and Environment of a Young Ocean Basin* / Rasul N. M. A., Stewart I. C. F. – Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2015. – С. 281-316.
32. Karuppasamy M. P., Qurban M. A., Krishnakumar P. K., Mushir S. A., Abuzaid N. Evaluation of toxic elements As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn in the surficial sediments of the Red Sea (Saudi Arabia) // *Marine Pollution Bulletin*. – 2017. – Т. 119, № 2. – С. 181-190.
33. Atkinson C. A., Jolley D. F., Simpson S. L. Effect of overlying water pH, dissolved oxygen, salinity and sediment disturbances on metal release and sequestration from metal contaminated marine sediments // *Chemosphere*. – 2007. – Т. 69, № 9. – С. 1428-1437.
34. Amin B., Ismail A., Arshad A., Yap C. K., Kamarudin M. S. Anthropogenic impacts on heavy metal concentrations in the coastal sediments of Dumai, Indonesia // *Environmental Monitoring and Assessment*. – 2009. – Т. 148, № 1. – С. 291-305.
35. Médail F. Mediterranean // *Encyclopedia of Ecology* / Jørgensen S. E., Fath B. D. – Oxford: Academic Press, 2008. – С. 2296-2308.
36. Lionello P., Abrantes F., Congedi L., Dulac F., Gacic M., Gomis D., Goodess C., Hoff H., Kutiel H., Luterbacher J., Planton S., Reale M., Schröder K., Vittoria Struglia M., Toreti A., Tsimplis M., Ulbrich U., Xoplaki E. Introduction: Mediterranean Climate—Background Information // *The Climate of the Mediterranean Region* / Lionello P. – Oxford: Elsevier, 2012. – С. xxxv-xc.
37. Tanhua T., Hainbucher D., Schroeder K., Cardin V., Álvarez M., Civitarese G. The Mediterranean Sea system: a review and an introduction to the special issue // *Ocean Sci.* – 2013. – Т. 9, № 5. – С. 789-803.
38. Чичагов В. П. История формирования Дельты Нила // *Астраханский вестник экологического образования*. – 2014. – Т. 3, № 29. – С. 23-28.
39. Чичагов В. П. Экстрааридные пустыни Синайского полуострова: основные особенности ландшафтов и их антропогенное преобразование // *География и природные ресурсы*. – 2004. – Т. 3. – С. 12-21.
40. Несис. К. Н. Когда Средиземное море высохло и что за этим последовало // *Природа*. – 2000. – Т. 4. – С. 3-5.

41. Сафьянов Г. А., Лотфи М. Ф. Динамика морского края Нильской дельты // Геоморфология. – 1995. – Т. 3. – С. 83-92.
42. Сафьянов Г. А., Лотфи М. Ф. Баланс наносов морского края Нильской дельты // Вестник МГУ. Сер.5 География. – 1983. – Т. 3. – С. 48-57.
43. Goodfriend G. A., Stanley D. J. Rapid strand-plain accretion in the northeastern Nile Delta in the 9th century A.D. and the demise of the port of Pelusium // *Geology*. – 1999. – Т. 27, № 2. – С. 147-150.
44. Applied river morphology. / Rosgen D. L. – 2nd edition изд.: Wildland Hydrology, 1996.
45. Negm A., Elshahabi M., El-Sayed R., El-Basset N. A., Ghaly S., Ali K. Morphological Variation of the Nile River First and Second Reaches Using RS/GIS Techniques // *The Nile River* / Negm A. M. – Cham: Springer International Publishing, 2017. – С. 147-169.
46. Said R. 6 - THE EGYPTIAN NILE // *The River Nile* / Said R. – Amsterdam: Pergamon, 1993. – С. 32-56.
47. Coleman J. M., Roberts H. H., Murray S. P., Salama M. Morphology and Dynamic Sedimentology of the Eastern Nile Delta Shelf // *Developments in Sedimentology* / Nittrouer C. A. Elsevier, 1981. – С. 301-326.
48. Deltas: processes of deposition & models for exploration. / Coleman J. M.: International Human Resources Development Corporation, 1982.
49. Academy of Scientific Research and Technology U. A. R. Proceedings of Seminar on Nile Delta Sedimentology, Alexandria // UNDP/UNESCO/Dep. Geol., Alexandria Univ., Acad. Sci. Res. Technol., U.A.R. – Alexandria 1975. – С. 257.
50. The Nile Origin Environments Limnology and Human Use. / Dumont H. J.: Springer, 2009.
51. The Nile Delta. The Handbook of Environmental Chemistry 55. / Negm A. – 1 изд. – Cham, Switzerland: Springer International Publishing, 2017. The Handbook of Environmental Chemistry 55.
52. The River Nile. Geology, Hydrology and Utilization. / Said R. – Pergamon Press, Oxford, 1993.
53. Rasul N. M. A., Stewart I. C. F., Nawab Z. A. Introduction to the Red Sea: Its Origin, Structure, and Environment // *The Red Sea: The Formation, Morphology, Oceanography and Environment of a Young Ocean Basin* / Rasul N. M. A., Stewart I. C. F. – Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2015. – С. 1-28.
54. Implications of climate change in the Red Sea and Gulf of Aden Region: An Overview. – UNEP Regional Seas Reports and Studies 1994. – 99 с.
55. Nawab Z. A. Red Sea mining: A new era // *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers*. – 1984. – Т. 31, № 6. – С. 813-822.
56. Scheffers A., Browne T. Egypt, Red Sea Coast // *Encyclopedia of the World's Coastal Landforms* / Bird E. C. F. – Dordrecht: Springer Netherlands, 2010. – С. 1015-1018.

57. Assessment of Land-based Sources and Activities Affecting the Marine Environment in the Red Sea and Gulf of Aden. – UNEP Regional Seas Reports and Studies, 1997.
58. Coleman R. G. Geologic Background of the Red Sea // The Geology of Continental Margins / Burk C. A., Drake C. L. – Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 1974. – C. 743-751.
59. Mansour A. M., Askalany M. S., Madkour H. A., Assran B. B. Assessment and comparison of heavy-metal concentrations in marine sediments in view of tourism activities in Hurghada area, northern Red Sea, Egypt // The Egyptian Journal of Aquatic Research. – 2013. – T. 39, № 2. – C. 91-103.
60. Marine ecology of the Arabian region : patterns and processes in extreme tropical environments. / Sheppard C., Price A., Roberts C. – London; San Diego: Academic Press, 1992.
61. The problem of submarine cement in classifying reef rock: an experience in frustration. Carbonate Cements, Society of Economic Paleontologists and Mineralogists Special Publication. / Friedman G. M.; Под ред. Schneidermann N., Harris P. M., 1985. Carbonate Cements, Society of Economic Paleontologists and Mineralogists Special Publication.
62. An Introduction to Coastal Processes and Geomorphology. / Masselink G., Hughes M. – London: Routledge, 2003.
63. Hilmy M. E. Beach sands of the Mediterranean coast of Egypt // Journal of Sedimentary Research. – 1951. – T. 21, № 2. – C. 109-120.
64. Hereher M. E. Coastal vulnerability assessment for Egypt's Mediterranean coast // Geomatics, Natural Hazards and Risk. – 2015. – T. 6, № 4. – C. 342-355.
65. Omran E. F. Nile Delta Shoreline Changes: Aerial Photographic Study of a 28-Year Period // Journal of Coastal Research. – 1988. – T. 4, № 4. – C. 597-606.
66. Ali E. M. Impact of drain water on water quality and eutrophication status of Lake Burullus, Egypt, a southern Mediterranean lagoon // African Journal of Aquatic Science. – 2011. – T. 36, № 3. – C. 267-277.
67. Hereher M. E. Vulnerability of the Nile Delta to sea level rise: an assessment using remote sensing // Geomatics, Natural Hazards and Risk. – 2010. – T. 1, № 4. – C. 315-321.
68. Frihy O. E., Debes E. A., El Sayed W. R. Processes reshaping the Nile delta promontories of Egypt: pre- and post-protection // Geomorphology. – 2003. – T. 53, № 3. – C. 263-279.
69. Stanley D. J. Sediment transport on the coast and shelf between the Nile delta and Israeli margin as determined by heavy minerals. // Journal of Coastal Research. – 1989. – T. 5, № 4.
70. Stanley J. D. Egypt's Nile Delta in Late 4000 Years BP: Altered Flood Levels and Sedimentation, with Archaeological Implications // Journal of Coastal Research. – 2019. – T. 35, № 5. – C. 1036-1050, 15.
71. Geochemistry and Sedimentology of the Mediterranean Sea. Sedimentology and Petroleum Geology. / Emelyanov E. M., Shimkus K. M. – Springer Science+Business

- Media Dordrecht: Springer Netherlands, 1986. – Т. 1: Sedimentology and Petroleum Geology.
72. El-Tahawy M. S., Higgy R. H. Natural radioactivity in different types of bricks fabricated and used in the Cairo region // *Applied Radiation and Isotopes*. – 1995. – Т. 46, № 12. – С. 1401-1406.
73. Ионизирующие излучения биосферы. / Перцев Л. А. – М., Атомиздат, 1973.
74. Естественная радиоактивность некоторых типов почв СССР / Баранов В. И., Морозова Н. Г.: Микроэлементы и естественная радиоактивность почв, Изд-во Рост. ГУ, 1962.
75. Алексахин Р. М. Некоторые достижения и задачи в исследовании поведения естественных и искусственных радионуклидов в почвах и растительности // *Почвоведение*. – 1982. – Т. 6. – С. 45-52.
76. Алексахин Р. М. Радиоактивное загрязнение почвы и растений // М., АН СССР. – 1963. – С. 132.
77. Бадави В. М. Дозовые нагрузки на человека и компоненты биоты в наземных экосистемах: Ph.D. thesis; Московский государственный университет Им М.В. Ломоносова. – Факультет почвоведения, 2010. – 106 с.
78. Tzortzis M., Svoukis E., Tsertos H. A comprehensive study of natural gamma radioactivity levels and associated dose rates from surface soils in cyprus // *Radiation Protection Dosimetry*. – 2004. – Т. 109. – С. 217-224.
79. Tzortzis M., Tsertos H. Natural radioelement concentration in the Troodos Ophiolite Complex of Cyprus // *Journal of Geochemical Exploration*. – 2005. – Т. 85. – С. 47-54.
80. Почва и почвообразование. Учеб. для ун-тов. В 2 ч. / Белицина Г. Д., Васильевская В. Д., Гришина Л. А., Евдокимова Т. И., Зборищук Н. Г., Иванов В. В., Левин Ф. И., Николаева С. А., Розанов Б. Г., Самойлова Е. М., Тихомиров Ф. А.; Под ред. В.А. Ковды, Розанова Б. Г. – Москва: ВЫСШАЯ ШКОЛА, 1988.
81. United Nations Scientific Committee on Effects of Atomic Radiation Sources and effects of ionizing radiation. / United Nations. – New York, 2000.
82. United Nations Scientific Committee on Effects of Atomic Radiation Sources and effects of ionizing radiation / United Nations. – New York, 1993.
83. Киселев Г. П., Баженов А. В., Зыков С. Б., Киселева И. М.  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{40}\text{K}$  в почвах европейского Севера // *Book  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{40}\text{K}$  в почвах европейского Севера* / Editor. – Биологические эффекты малых доз ионизирующей радиации и радиоактивное загрязнение среды. Сыктывкар, 2001.
84. Ahmed N. K., El-Arabi A.-G. M. Natural radioactivity in farm soil and phosphate fertilizer and its environmental implications in Qena governorate, Upper Egypt // *Journal of environmental radioactivity*. – 2005. – Т. 84, № 1. – С. 51-64.
85. El-Taher A., Abbady A. G. E. Natural radioactivity levels and associated radiation hazards in Nile river sediments from Aswan to El-Minia, Upper Egypt // *Indian Journal of Pure and Applied Physics*. – 2012. – Т. 50, № 4. – С. 224-230.

86. Uosif M. A. M., El-Taher A. Radiological assessment of Abu-Tartur phosphate, Western Desert Egypt // *Radiation Protection Dosimetry*. – 2008. – Т. 130, № 2. – С. 228-235.
87. Badawy W. M., Hegazy R. A., Kamel N. H. Risk Assessment for Different Types of Soil Samples – Eastern Bank of the River Nile – Egypt // *International Journal of Physics and Astronomy*. – 2014. – Т. 27, № 1. – С. 1157-1166.
88. Badawy W. M., Eissa H. S., Belal A. A., Mohamed S. Estimation Of Some Radiological Parameters Due To Gamma Radioactivity In Soil Samples From Some Southern Governorates - Egypt // *JOURNAL OF NUCLEAR RESEARCH AND DEVELOPMENT*. – 2013. – Т. 5. – С. 1-15.
89. El-Gamal A., Nasr S., El-Taher A. Study of the spatial distribution of natural radioactivity in the upper Egypt Nile River sediments // *Radiation Measurements*. – 2007. – Т. 42, № 3. – С. 457-465.
90. El-Taher A., Badawy W. M., Khater A. E. M., Madkour H. A. Distribution patterns of natural radionuclides and rare earth elements in marine sediments from the Red Sea, Egypt // *Appl Radiat Isot*. – 2019. – Т. 151. – С. 171-181.
91. Abdellah W. M., Diab H. M., El-Kameesy S. U., Salama E., El-Framawy S. Natural radioactivity levels and associated health hazards from the terrestrial ecosystem in Rosetta branch of the River Nile, Egypt // *Isotopes in Environmental and Health Studies*. – 2017. – Т. 53, № 4. – С. 427-439.
92. Ibrahiem N. M., Abd El Ghani A. H., Shawky S. M., Ashraf E. M., Farouk M. A. Measurement of radioactivity levels in soil in the Nile Delta and middle Egypt // *Health Physics*. – 1993. – Т. 64. – С. 620-627.
93. El-Gamal A. A. Distribution of Natural Radioactivity in the Egyptian Part of the Nile River from Aswan to El-Minia // *The Nile River / Negm A. M.* – Cham: Springer International Publishing, 2017. – С. 187-205.
94. Алиев Р. Радиоактивность окружающей среды. – 2020. – URL: <https://postnauka.ru/video/154852> (дата обращения: 26-04-2020.2020).
95. Бадави Г. В. М. Дозовые нагрузки на человека и компоненты биоты в наземных экосистемах: Кандидатский Московский государственный университет. им М.В. Ломоносова. – Факультат почвоведения 2010.
96. Крупные радиационные аварии последствия и защитные меры. / Алексахин Р. М., Булдаков Л. А., Губанов В. А.: под ред. акад. РАМН Л. А. Ильина, В. А. Губанова. — М. : ИздАТ, 2001.
97. Щеглов А. И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: по материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. М. // *Наука*. – 1999. – С. 268.
98. Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде. Радиоэкология после Чернобыля: Пер. с англ. / Апплби Л. Д., Девелл Л., Мишра Ю. К., 1999.
99. Ishikawa T. Radiation Doses and Associated Risk From the Fukushima Nuclear Accident:A Review of Recent Publications // *Asia Pacific Journal of Public Health*. – 2017. – Т. 29, № 2\_suppl. – С. 18S-28S.

100. UNSCEAR. Levels and effects of radiation exposure due to the nuclear accident after the 2011 great east-japan earthquake and tsunami // Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) 2013 Report, Volume I: Levels and effects of radiation exposure due to the nuclear accident after the 2011 great East-Japan earthquake and tsunami. – UN, New York: United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 2014.
101. Березина Н. А. Применение новых биомаркеров эмбриональных нарушений у амфипод для оценки экологического состояния балтийского моря // Всероссийская научная конференция с международным участием, посвященная 125-летию профессора В. А. Водяницкого – Севастополь, , 2018. – С. 371-574.
102. Руднева И. И. Экотоксикологические исследования прибрежной черноморской ихтиофауны в районе севастополя // Book Экотоксикологические исследования прибрежной черноморской ихтиофауны в районе севастополя / Editor. – ФГБУН Институт морских биологических исследований им. А. О. Ковалевского РАН: Российский фонд фундаментальных исследований 2016. – С. 255.
103. Risk assessment guidance for Superfund: volume III part A, process for conducting probabilistic risk assessment / US Environmental Protection Agency. – Washington, D.C., 2001.
104. Soil Screening Guidance: Technical Background Document. EPA/540/R-95/128 / Office of Solid Waste and Emergency Response, U.S. Environmental Protection Agency. – Washington, D.C., 1996.
105. United States Environmental Protection Agency, Risk Assessment. Regional Screening Levels (RSLs) - Generic Tables. –, 2017.
106. Алексеев Ю. В. Тяжелые металлы в почвах и растениях // Агропромиздат. – 1987. – С. 142.
107. Винокурова Н. В., Калинина Е. А., Столь Э. Э., Куркина М. В., Ващейкин А. С., Садовников П. В. Тяжелые металлы в донных отложениях некоторых водоемов калининградской области // Вода: химия и экология. – 2016. – Т. 12. – С. 87-93.
108. Madkour H., El-Taher A., Abu El-Hagag N. A., Ahmed W. M., Taha M. E.-E. Contamination of Coastal Sediments in El-Hamrawein Harbour, Red Sea, Egypt // Journal of Environmental Science and Technology. – 2012. – Т. 5, № 4. – С. 210-221.
109. El-Taher A., Madkour H. A. Distribution and environmental impacts of metals and natural radionuclides in marine sediments in-front of different wadies mouth along the Egyptian Red Sea Coast // Applied Radiation and Isotopes. – 2011. – Т. 69, № 2. – С. 550-558.
110. El-Taher A. Elemental content of feldspar from Eastern Desert, Egypt, determined by INAA and XRF // Applied Radiation and Isotopes. – 2010. – Т. 68, № 6. – С. 1185-1188.

111. El-Taher A. Rare earth elements content in geological samples from eastern desert, Egypt, determined by instrumental neutron activation analysis // *Applied Radiation and Isotopes*. – 2010. – Т. 68, № 9. – С. 1859-1863.
112. Папина Т. С. Транспорт и особенности распределения тяжелых металлов в ряду: вода — взвешенное вещество — донные отложения речных экосистем // *Book Транспорт и особенности распределения тяжелых металлов в ряду: вода — взвешенное вещество — донные отложения речных экосистем / Editor, 2001. – С. 58.*
113. Чекренев С. А. Исследование донных отложений поверхностных водоемов и обезвреживание их от тяжелых металлов; СПб.гос. ун.-т технологии и дизайна. – Санкт-Петербург, 2009.
114. Мирошникова Е. П., Аринжанов А. Е. Тяжелые металлы в воде и донных отложениях ириклинского водохранилища // *Вестник Оренбургского Государственного Университета*. – 2016. – Т. 6, № 194. – С. 4.
115. Кужина Г. Ш., Янтурин С. И. Исследование загрязнения тяжелыми металлами донных отложений верхнего течения р. УРАЛ // *ВЕСТНИК ОГУ*. – 2009. – Т. 6, № 100. – С. 3.
116. Тихомиров О. А., Марков М. В. Накопление тяжелых металлов в донных отложениях аквальных комплексов водохранилища сезонного регулирования стока // *Book накопление тяжелых металлов в донных отложениях аквальных комплексов водохранилища сезонного регулирования стока / editor Казанский государственный университет, 2009.*
117. Голинская Л. В. Оценка содержания ряда металлов в донных отложениях водоемов восточного оренбуржья // *вестник огу*. – 2009. – Т. 6, № 100. – С. 2.
118. Котельянец Е. А., Коновалов С. К. Тяжелые металлы в донных отложениях Керченского пролива // *Мор. гидрофиз. журн.* – 2012. – Т. 4. – С. 11.
119. Rudnick R. L., Gao S. Composition of the Continental Crust // *Treatise on Geochemistry / Holland H. D., Turekian K. K. – Oxford: Pergamon, 2003. – С. 1-64.*
120. Viers J., Dupre B., Gaillardet G. Chemical composition of suspended sediments in World Rivers: New insights from a new database // *Science of the Total Environment*. – 2009. – Т. 407, № 2. – С. 853-868.
121. Martin J. M., Meybeck M. Elemental Mass-Balance of Material Carried by Major World Rivers // *Marine Chemistry*. – 1979. – Т. 7, № 3. – С. 173-206.
122. Savenko S. V. Geochemical aspects of biosedimentation // *Dokladi, An SSSR*. – 1986. – Т. 288. – С. 1192-1196.
123. Gromet L. P., Haskin L. A., Korotev R. L., Dymek R. F. The "North American shale composite": Its compilation, major and trace element characteristics // *Geochimica et Cosmochimica Acta*. – 1984. – Т. 48, № 12. – С. 2469-2482.
124. The continental crust: Its composition and evolution. / Taylor S. R., McLennan S. M. – Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1985. – 312 с.
125. Condie K. C. Chemical-Composition and Evolution of the Upper Continental-Crust - Contrasting Results from Surface Samples and Shales // *Chemical Geology*. – 1993. – Т. 104, № 1-4. – С. 1-37.

126. The Geochemistry of Rare and Dispersed Chemical Elements in Soils [2nd ed., revised and enlarged]. / Vinogradov A. P. – 2nd изд.: Consultants Bureau Enterprises: New York, NY, USA, 1959.
127. Turekian K. K., Wedepohl K. H. Distribution of elements in some major units of Earth crust // Geological Society of America Bulletin. – 1961. – Т. 72. – С. 175-192.
128. Wedepohl H. The composition of the continental crust // Geochimica et Cosmochimica Acta. – 1995. – Т. 59, № 7. – С. 1217-1232.
129. Rudnick R. L., Gao S. Composition of the Continental Crust // Treatise on Geochemistry / Turekian K. K. – Oxford: Elsevier, 2014. – С. 1-51.
130. Allègre C.-J., Michard G. The Earth as a Chemical System // Introduction to Geochemistry. – Dordrecht: Springer Netherlands, 1974. – С. 1-14.
131. Siegel F. R. Environmental geochemistry in development planning: an example from the Nile delta, Egypt // Journal of Geochemical Exploration. – 1995. – Т. 55, № 1. – С. 265-273.
132. Metals and their compounds in the environment: occurrence, analysis, and biological relevance. / Merian E., Anke M., Ihnat M., Stoepler M. – 2 изд. – Weinheim: WILEY-VCH Verlag GmbH&Co. KGaA, 2004.
133. Peng J.-f., Song Y.-h., Yuan P., Cui X.-y., Qiu G.-l. The remediation of heavy metals contaminated sediment // Journal of Hazardous Materials. – 2009. – Т. 161, № 2. – С. 633-640.
134. Löser C., Seidel H., Hoffmann P., Zehndorf A. Remediation of heavy metal-contaminated sediments by solid-bed bioleaching // Environmental Geology. – 2001. – Т. 40, № 4. – С. 643-650.
135. Крючкова А. С. Определение содержание различных форм тяжелых металлов в донных отложениях пруда д. падерина // Book Определение содержание различных форм тяжелых металлов в донных отложениях пруда д. падерина / Editor. – Тюмень: Тюменский Государственный Университет - Институт Химии 2016. – С. 34.
136. Harris J., Abdel Nasser G. Assessment of Water Quality in Egypt // National Water Quality Conservation Unit, PRIDE. – 1995.
137. Demographia World Urban Areas (Built-Up Urban Areas or Urban Agglomerations). –, 2019.
138. Reuse of drainage water in the Nile delta, monitoring, modeling and analysis. Final Report. NWRC, DRI, Cairo. –, 1995.
139. Mohamed M. A. M. Environmental pollution of River Nile and drinking water by pesticides and heavy metals: Ph. D. thesis; Cairo University,. – Egypt., 1998.
140. Goma M. N. E. Recycling study of some heavy metals in the Egyptian aquatic ecosystem // Food Chemistry. – 1995. – Т. 54, № 3. – С. 297-303.
141. El-Rafei S., El-Shawarby S. I., Fahim F. A. Heavy metals in wastewater to the Nile // Desalination. – 1987. – Т. 67. – С. 355-362.
142. Fayed S. E., Abd-El-Shafy H. I. Accumulation of Cu, Zn, Cd, and Pb by aquatic macrophytes // Environment International. – 1985. – Т. 11, № 1. – С. 77-87.



143. Focardi S., Corsi I., Mazzuoli S., Vignoli L., Loiselle S. A., Focardi S. Integrating Remote Sensing Approach with Pollution Monitoring Tools for Aquatic Ecosystem Risk Assessment and Management: A Case Study of Lake Victoria(UGANDA) // Environmental Monitoring and Assessment. – 2006. – T. 122, № 1. – C. 275-287.
144. El-Sheekh M. River Nile Pollutants and Their Effect on Life Forms and Water Quality // The Nile: Origin, Environments, Limnology and Human Use / Dumont H. J. – Dordrecht: Springer Netherlands, 2009. – C. 395-405.
145. Wahaab R. A. Wastewater treatment and reuse: Environmental health and safety considerations // International Journal of Environmental Health Research. – 1995. – T. 5, № 1. – C. 35-46.
146. El-Sheekh M. M., El-Naggar A. H., Osman M. E. H., Haieder A. Comparative Studies on the Green Algae *Chlorella homosphaera* and *Chlorella vulgaris* with Respect to Oil Pollution in the River Nile // Water, Air, and Soil Pollution. – 2000. – T. 124, № 1. – C. 187-204.
147. Anderson J. W., Neff J. M., Cox B. A., Tatem H. E., Hightower G. M. Characteristics of dispersions and water-soluble extracts of crude and refined oils and their toxicity to estuarine crustaceans and fish // Marine Biology. – 1974. – T. 27, № 1. – C. 75-88.
148. Madkour H. A., Dar M. A. The Anthropogenic Effluents of The Human Activities on The Red Sea Coast at Hurghada Harbour (Case Study) // Egyptian Journal of Aquatic Research. – 2007. – T. 33, № 1. – C. 43-58.
149. Mergner H. The ecological research on coral reefs of the Red Sea // Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers. – 1984. – T. 31, № 6. – C. 855-884.
150. Frihy O. E., Fanos A. M., Khafagy A. A., Abu Aesha K. A. Human impacts on the coastal zone of Hurghada, northern Red Sea, Egypt // Geo-Marine Letters. – 1996. – T. 16, № 4. – C. 324-329.
151. Harb S., Ahmed N., Badawy W., Saad N. Estimation of Radioecological Parameters of Soil Samples from a Phosphatic Area // Nuclear Technology & Radiation Protection. – 2016. – T. 31, № 2. – C. 165-172.
152. Harb S., El-mageed A. I. A., Abbady A., Negm H. H. Natural Radioactivity Measurements in Soil and Phosphate Samples from El-Sabaea, Aswan, Egypt // IX Radiation Physics & Protection Conference, 15-19 Nov. – 2008. – C. 233-237.
153. Harb S., Salahel Din, K., Abbady, A., Elzayat M. Distribution of Radionuclides in Soil samples and Evaluation of Radiation Hazard around phosphate factory, Elmahamid, Aswan, Upper Egypt // 10th Radiation Physics and Protection Conference Atomic Energy Authority Headquarter Nasr City ,Cairo - Egypt, 2010.
154. El-Taher A., Khater A. E. M. Elemental characterization of Hazm El-Jalamid phosphorite by instrumental neutron activation analysis // Applied Radiation and Isotopes. – 2016. – T. 114. – C. 121-127.
155. El-Taher A. Determination of chromium and trace elements in El-Rubshi chromite from Eastern Desert, Egypt by neutron activation analysis // Applied Radiation and Isotopes. – 2010. – T. 68, № 9. – C. 1864-1868.

156. Awad H. Oil contamination in the Red sea environment // *Water, Air, and Soil Pollution*. – 1989. – Т. 45, № 3. – С. 235-242.
157. Kedzierski M., Villain J., Falcou-Préfol M., Kerros M. E., Henry M., Pedrotti M. L., Bruzaud S. Microplastics in Mediterranean Sea: A protocol to robustly assess contamination characteristics // *PLOS ONE*. – 2019. – Т. 14, № 2. – С. e0212088.
158. Введение в геоэкологию. / Леонидович П. Л., Нишанович Э. В., 2000.
159. UNEP-MAP. State of the Mediterranean marine and coastal environment. – 2012. –
- URL:  
[https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/364/sommcer\\_eng.pdf?sequence=4&isAllowed=y](https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/364/sommcer_eng.pdf?sequence=4&isAllowed=y) (дата обращения: 01.05.2020).
160. *Limits of the Oceans and Seas*. – IMP, Monte-Carlo, 1953.
161. Carpenter A., Kostianoy A. G. Introduction to Part I: The International Context // *Oil Pollution in the Mediterranean Sea: Part I: The International Context* / Carpenter A., Kostianoy A. G. – Cham: Springer International Publishing, 2018. – С. 1-7.
162. Barcelona Convention – Mediterranean 2017 quality status report: Results and status, including trends (CI19). –, 2017.
163. Oil tanker spill statistics 2014: International Tanker Owners Pollution Federation Limited (ITOPF), . – London, 2015.
164. Osterberg C., Keckes S. The State of Pollution of the Mediterranean Sea // *Ambio*. – 1977. – Т. 6, № 6. – С. 321-326.
165. Implementation completion and results report (tf-96365). Alexandria coastal zone management project (under the investment fund for the mediterranean sea large marine ecosystem) / Environment and Natural Resources Global Practice - Middle East and North Africa Region. – Republic of Egypt, 2017. – 72 с.
166. Mohamed E. S., Belal A., Shalaby A. Impacts of soil sealing on potential agriculture in Egypt using remote sensing and GIS techniques // *Eurasian Soil Science*. – 2015. – Т. 48, № 10. – С. 1159-1169.
167. El-Sorogy A. S., Attiah A. Assessment of metal contamination in coastal sediments, seawaters and bivalves of the Mediterranean Sea coast, Egypt // *Marine Pollution Bulletin*. – 2015. – Т. 101, № 2. – С. 867-871.
168. Keshta A. E., Shaltout K. H., Baldwin A. H., Sharaf El-Din A. A. Sediment clays are trapping heavy metals in urban lakes: An indicator for severe industrial and agricultural influence on coastal wetlands at the Mediterranean coast of Egypt // *Marine Pollution Bulletin*. – 2020. – Т. 151. – С. 1-6.
169. El-Said G. F., Draz S. E. O., El-Sadaawy M. M., Moneer A. A. Sedimentology, geochemistry, pollution status and ecological risk assessment of some heavy metals in surficial sediments of an Egyptian lagoon connecting to the Mediterranean Sea // *Journal of Environmental Science and Health, Part A*. – 2014. – Т. 49, № 9. – С. 1029-1044.
170. American Chamber of Commerce in Egypt Inc. Egypt-U.S. Business Data, Qualifying Industrial Zones (QIZs). – 2021. – URL: <http://www.amcham->

egypt.org/trade-resources/egypt-us-business-data/qualifying-industrial-zones (дата обращения: 31.01.2021.2021).

171. Bode P. Activation Analysis of Large Samples // Encyclopedia of Analytical Chemistry (eds R.A. Meyers and R.A. Meyers), 2008.

172. Bode P. Neutron Activation // Encyclopedia of Environmental Analysis and Remediation, 8 Volume Set (Wiley Encyclopedia Series in Environmental Science) Wiley-Interscience; 1 edition (March 23, 1998), 1998. – С. 5488.

173. Soil sampling for environmental contaminants. / IAEA, 2004. – 81 с.

174. Butzer K. W. Contribution to the Pleistocene geology of the Nile Valley, Erdkunde // Book Contribution to the Pleistocene geology of the Nile Valley, Erdkunde / Editor, 1958. – С. 46-67.

175. Mohamed E. S., Ali A. M., El Shirbeny M. A., Abd El Razek A. A., Savin I. Y. Near infrared spectroscopy techniques for soil contamination assessment in the Nile Delta // Eurasian Soil Science. – 2016. – Т. 49, № 6. – С. 632-639.

176. Mohamed E. S., Morgun E. G., Kovda I. V. Assessment of soil degradation in the eastern part of the Nile Delta // Moscow University Soil Science Bulletin. – 2011. – Т. 66, № 3. – С. 86.

177. Badawy W. M., Dului O. G., Frontasyeva M. V., El-Samman H., Mamikhin S. V. Dataset of elemental compositions and pollution indices of soil and sediments: Nile River and delta -Egypt // Data Brief. – 2020. – Т. 28. – С. 105009.

178. Badawy W. M., El-Taher A., Frontasyeva M. V., Madkour H. A., Khater A. E. M. Assessment of anthropogenic and geogenic impacts on marine sediments along the coastal areas of Egyptian Red Sea // Appl Radiat Isot. – 2018. – Т. 140. – С. 314-326.

179. Frihy O. E., Dewidar K. M. Influence of shoreline erosion and accretion on texture and heavy mineral compositions of beach sands of the Burullus coast, north-central Nile delta, Egypt // Marine Geology. – 1993. – Т. 114, № 1. – С. 91-104.

180. El-Hamid H., Hegazy T., Ibrahim M., El-Moselhy K. Assessment of Heavy Metals Pollution in Marine Sediments along the Mediterranean Sea, Egypt // Journal of Geography, Environment and Earth Science International. – 2016. – Т. 7, № 4. – С. 1-11.

181. Elmorsi R. R., Abou-El-Sherbini K. S., Abdel-Hafiz Mostafa G., Hamed M. A. Distribution of essential heavy metals in the aquatic ecosystem of Lake Manzala, Egypt // Heliyon. – 2019. – Т. 5, № 8. – С. e02276.

182. Bode P., Greenberg R. R., De Nadai Fernandes E. A. Neutron Activation Analysis: A Primary (Ratio) Method to Determine SI-Traceable Values of Element Content in Complex Samples // . – 2009. – Т. 63, № 10. – С. 3.

183. Frontasyeva M. V., Pavlov S. S., Shvetsov V. N. NAA for applied investigations at FLNP JINR: present and future // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. – 2010. – Т. 286, № 2. – С. 519-524.

184. Дмитриев А. Ю., Павлов С. С. Автоматизация количественного определения содержания элементов в образцах методом нейтронного активационного анализа на реакторе ибр-2 в лнф оияи // Письма в журнал

"Физика элементарных частиц и атомного ядра" ЭЧАЯ. – 2013. – Т. 10, № 178. – С. 58-64.

185. Bode P. Instrumental and organizational aspects of a neutron activation analysis laboratory; Interfacultair Reactor Instituut Technische Universiteit Delft / Delft University of Technology. – The Netherlands 1996. – 264 с.

186. Качан С. М. Взаимодействие гамма-излучения с веществом // Book взаимодействие гамма-излучения с веществом / Editor. – Минск: министерство образования республики беларусь, 2014. – С. 37.

187. Взаимодействие ионизирующих излучений с веществом. Учеб. пособие. 2-е изд., перераб и доп. - Томск: Дельтаплан. 2006. 368 с. / Беспалов В. И. – 2 изд. – Томск, 2006. – 369 с.

188. Badawy W., Cherpurchenko O. Y., El Samman H., Frontasyeva M. V. Assessment of Industrial Contamination of Agricultural Soil Adjacent to Sadat City, Egypt // Ecological Chemistry and Engineering S-Chemia I Inzynieria Ekologiczna S. – 2016. – Т. 23, № 2. – С. 297-310.

189. Badawy W., Frontasyeva M. V., Ibrahim M. Vertical Distribution of Major and Trace Elements in a Soil Profile from the Nile Delta, Egypt // Ecological Chemistry and Engineering S-Chemia I Inzynieria Ekologiczna S. – 2020. – Т. 27, № 2. – С. 281-294.

190. Okasha A., Atta D., Badawy W., Frontasyeva M., Elhaes H., Ibrahim M. Modeling the Coordination Between Na, Mg, Ca, Fe, Ni, and Zn with Organic Acids // Journal of Computational and Theoretical Nanoscience. – 2017. – Т. 14, № 3. – С. 1357-1361.

191. Sarhan Y., Badawy W., Frontasyeva M., Arafa W., Hussein A. E., El-samman H. Neutron activation analysis to probe the air pollution using plant biomonitoring in egypt // RAP Conference Proceedings. – Т. 4 –, 2019. – С. 125–130.

192. Shapiro S. S., Wilk M. B. An analysis of variance test for normality (complete samples) // *Biometrika*. – 1965. – Т. 52, № 3-4. – С. 591-611.

193. The continental crust, its composition and evolution : an examination of the geochemical record preserved in sedimentary rocks. / Taylor S. R., McLennan S. M.: Oxford : Blackwell Scientific, 1985. – 312 с.

194. Mongelli G., Critelli S., Perri F., Sonnino M., Perrone V. Sedimentary recycling, provenance and paleoweathering from chemistry and mineralogy of Mesozoic continental redbed mudrocks, Peloritani mountains, southern Italy // *GEOCHEMICAL JOURNAL*. – 2006. – Т. 40, № 2. – С. 197-209.

195. Hassan S., Ishiga H., Roser B. P., Dozen K., Naka T. Geochemistry of Permian–Triassic shales in the Salt Range, Pakistan: implications for provenance and tectonism at the Gondwana margin // *Chemical Geology*. – 1999. – Т. 158, № 3. – С. 293-314.

196. Stanley D. J. Nile delta: extreme case of sediment entrapment on a delta plain and consequent coastal land loss // *Marine Geology*. – 1996. – Т. 129, № 3. – С. 189-195.

197. GES. Geology of Ethiopia, Geological Survey of Ethiopia // . – 2016.

198. Ochoa M., Arribas M. E., Arribas J., Mas R. Significance of geochemical signatures on provenance in intracratonic rift basins: Examples from the Iberian plate

- Sedimentary Provenance and Petrogenesis: Perspectives from Petrography and Geochemistry / Arribas J. и др. Geological Society of America, 2007. – С. 0.
199. Faith M. Centered Log-Ratio (clr) Transformation and Robust Principal Component Analysis of Long-Term NDVI Data Reveal Vegetation Activity Linked to Climate Processes // *Climate*. – 2015. – Т. 3, № 1. – С. 135.
200. Lê S., Josse J., Husson F. FactoMineR: An R package for multivariate analysis // 2008. – 2008. – Т. 25, № 1. – С. 18.
201. Badawy W. M., Dului O. G., Frontasyeva M. V., El Samman H., Faanhof A. Environmental radioactivity of soils and sediments: Egyptian sector of the Nile valley // *Isotopes in Environmental and Health Studies*. – 2018.10.1080/10256016.2018.1482292. – С. 1-13.
202. Towett E. K., Shepherd K. D., Tondoh J. E., Winowiecki L. A., Lulseged T., Nyambura M., Sila A., Vågen T.-G., Cadisch G. Total elemental composition of soils in Sub-Saharan Africa and relationship with soil forming factors // *Geoderma Regional*. – 2015. – Т. 5. – С. 157-168.
203. Wenzel W. W. Arsenic // *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability* / Alloway B. J. – Dordrecht: Springer Netherlands, 2013. – С. 241-282.
204. Harb S., Khalifa N., Badawy W., Saad N. Estimation of radioecological parameters of soil samples from a phosphatic area // *Nuclear Technology and Radiation Protection*. – 2016. – Т. 31, № 2. – С. 165-172.
205. Omran E.-S. E. Environmental modelling of heavy metals using pollution indices and multivariate techniques in the soils of Bahr El Baqar, Egypt // *Modeling Earth Systems and Environment*. – 2016. – Т. 2, № 3. – С. 119.
206. Li Y. H., Schoonmaker J. E. 9.1 - Chemical Composition and Mineralogy of Marine Sediments // *Treatise on Geochemistry (Second Edition)* / Holland H. D., Turekian K. K. – Oxford: Elsevier, 2014. – С. 1-32.
207. Ellis J. P., Milliman J. D. Calcium-Carbonate Suspended in Arabian Gulf and Red-Sea Waters - Biogenic and Detrital, Not Chemogenic // *Journal of Sedimentary Research*. – 1985. – Т. 55, № 6. – С. 805-808.
208. Bonatti E., Colantoni P., Lucchini F., Luigi Rossi P., Taviani M., White J. Chemical and stable isotope aspects of the Nereus Deep (Red Sea) metal-enriched sedimentation // *Mem. Soc. Geol. Ital.* – 1986. – Т. 27 – С. 57-92.
209. Khadijehl R. E. S., Elias S. B., Wood A. K., Reza A. M. Rare earth elements distribution in marine sediments of Malaysia coasts // *Journal of Rare Earths*. – 2009. – Т. 27, № 6. – С. 1066-1071.
210. Mir A. R. Rare earth element geochemistry of Post- to Neo-archean shales from Singhbhum mobile belt, Eastern India: implications for tectonic setting and paleo-oxidation conditions // *Chinese Journal of Geochemistry*. – 2015. – Т. 34, № 3. – С. 401-409.
211. McDonough W. F., Sun S. s. The composition of the Earth // *Chemical Geology*. – 1995. – Т. 120, № 3. – С. 223-253.

212. El-Taher A., Al-Zahrani J. H. Radioactivity Measurements and Radiation Dose Assessments in Soil of Al-Qassim region, Saudi Arabia // *Indian Journal of Pure and Applied Physics.* – 2014. – T. 52, № 3. – C. 147-152.
213. Möller A., O'Brien P. J., Kennedy A., Kröner A. The Use and Abuse of Th-U Ratios in the Interpretation of Zircon // *Book The Use and Abuse of Th-U Ratios in the Interpretation of Zircon / Editor.* – Nice - France: European Geophysical Society, 2003.
214. Khan R., Parvez Md S., Tamim U., Das S., Islam Mohammad A., Naher K., Khan Md. Harunor R., Nahid F., Hossain Syed M. Assessment of rare earth elements, Th and U profile of a site for a potential coal based power plant by instrumental neutron activation analysis // *Radiochimica Acta.* – 2018. – T. 106, № 6. – C. 515.
215. *Exploratory Multivariate Analysis by Example Using R.* / Husson F., Le S., Pages J.: Taylor & Francis, 2010.
216. AOIDM. Arab Organization for Industrial Development and Mining, Wealth Management and minerals, Study of phosphate in the Arab world, original book in Arabic lang. // *Book Arab Organization for Industrial Development and Mining, Wealth Management and minerals, Study of phosphate in the Arab world, original book in Arabic lang. / Editor,* 2003. – C. 105.
217. Hofer G., Wagreich M., Neuhuber S. Geochemistry of fine-grained sediments of the upper Cretaceous to Paleogene Gosau Group (Austria, Slovakia): Implications for paleoenvironmental and provenance studies // *Geoscience Frontiers.* – 2013. – T. 4, № 4. – C. 449-468.
218. McLennan S. M., Hemming S., McDaniel D. K., Hanson G. N. Geochemical approaches to sedimentation, provenance, and tectonics // *Processes Controlling the Composition of Clastic Sediments / Johnsson M. J., Basu A.* Geological Society of America, 1993.
219. McLennan S. M., Taylor S. R., McCulloch M. T., Maynard J. B. Geochemical and Nd-Sr isotopic composition of deep-sea turbidites: Crustal evolution and plate tectonic associations // *Geochimica et Cosmochimica Acta.* – 1990. – T. 54, № 7. – C. 2015-2050.
220. Mohamed M. A., Madkour H. A., El-Saman M. I. Impact of anthropogenic activities and natural inputs on oceanographic characteristics of water and geochemistry of surface sediments in different sites along the Egyptian Red Sea Coast // *African Journal of Environmental Science and Technology.* – 2011. – T. 5, № 7. – C. 494-511.
221. Allajbeu S., Yushin N. S., Qarri F., Dului O. G., Lazo P., Frontasyeva M. V. Atmospheric deposition of rare earth elements in Albania studied by the moss biomonitoring technique, neutron activation analysis and GIS technology // *Environmental Science and Pollution Research.* – 2016. – T. 23, № 14. – C. 14087-14101.
222. Hair J. F., Sarstedt M., Pieper T. M., Ringle C. M. The use of partial least squares structural equation modeling in strategic management research: a review of past practices and recommendations for future applications // *Long Range Planning.* – 2012. – T. 45, № 5. – C. 320-340.

223. Zhou X., Chen Q., Liu C., Fang Y. Using moss to assess airborne heavy metal pollution in Taizhou, China // *International journal of environmental research and public health*. – 2017. – T. 14, № 4. – C. 430.
224. El-Sorogy A. S., Tawfik M., Almadani S. A., Attiah A. Assessment of toxic metals in coastal sediments of the Rosetta area, Mediterranean Sea, Egypt // *Environmental Earth Sciences*. – 2016. – T. 75, № 5. – C. 398.
225. Fiket Ž., Mlakar M., Kniewald G. Distribution of Rare Earth Elements in Sediments of the Marine Lake Mir (Dugi Otok, Croatia) // *Geosciences*. – 2018. – T. 8, № 8. – C. 301.
226. Fiket Ž., Mikac N., Kniewald G. Influence of the geological setting on the REE geochemistry of estuarine sediments: A case study of the Zrmanja River estuary (eastern Adriatic coast) // *Journal of Geochemical Exploration*. – 2017. – T. 182. – C. 70-79.
227. Carvalho L., Figueira P., Monteiro R., Reis A. T., Almeida J., Catry T., Lourenco P. M., Catry P., Barbosa C., Catry I., Pereira E., Granadeiro J. P., Vale C. Major, minor, trace and rare earth elements in sediments of the Bijagos archipelago, Guinea-Bissau // *Marine Pollution Bulletin*. – 2018. – T. 129, № 2. – C. 829-834.
228. Deepulal P. M., Kumar T. R. G., Sujatha C. H. Behaviour of REEs in a tropical estuary and adjacent continental shelf of southwest coast of India: Evidence from anomalies // *Journal of Earth System Science*. – 2012. – T. 121, № 5. – C. 1215-1227.
229. Chaillou G., Anschutz P., Lavaux G., Blanc G. Rare earth elements in the modern sediments of the Bay of Biscay (France) // *Marine Chemistry*. – 2006. – T. 100, № 1-2. – C. 39-52.
230. Hannigan R., Dorval E., Jones C. The rare earth element chemistry of estuarine surface sediments in the Chesapeake Bay // *Chemical Geology*. – 2010. – T. 272, № 1. – C. 20-30.
231. Lopez-Gonzalez N., Borrego J., Carro B., Grande J., Torre M., Valente T. Rare-earth-element fractionation patterns in estuarine sediments as a consequence of acid mine drainage: A case study in SW Spain // *Boletín Geológico y Minero*. – 2012. – T. 123. – C. 55-64.
232. *Exploratory Multivariate Analysis in Archaeology*. / Baxter M. J.: Percheron Press, a division of Eliot Werner Publications, Incorporated, 2015.
233. Baxter M. J., Freestone I. C. Log-ratio compositional data analysis in archaeometry // *Archaeometry*. – 2006. – T. 48, № 3. – C. 511-531.
234. Baxter M. J., Beardah C. C., Cool H. E. M., Jackson C. Compositional data analysis in archaeometry // . – 2003.
235. Norris G., Duvall R. EPA Positive Matrix Factorization (PMF) 5.0 Fundamentals and User Guide // *Book EPA Positive Matrix Factorization (PMF) 5.0 Fundamentals and User Guide* / Editor. – USA: U.S. Environmental Protection Agency - National Exposure Research Laboratory, 2014.
236. Hopke P. A guide to positive matrix factorization // *book a guide to positive matrix factorization* / Editor. – Potsdam, NY 13699-5810: Department of Chemistry - Clarkson University, 2021.

237. Zhang M., Wang X., Liu C., Lu J., Qin Y., Mo Y., Xiao P., Liu Y. Identification of the heavy metal pollution sources in the rhizosphere soil of farmland irrigated by the Yellow River using PMF analysis combined with multiple analysis methods—using Zhongwei city, Ningxia, as an example // *Environmental Science and Pollution Research*. – 2020. – T. 27, № 14. – C. 16203-16214.
238. Kowalska J., Mazurek R., Gąsiorek M., Setlak M., Zaleski T., Waroszewski J. Soil pollution indices conditioned by medieval metallurgical activity – A case study from Krakow (Poland) // *Environmental Pollution*. – 2016. – T. 218. – C. 1023-1036.
239. Abraham G. M. S., Parker R. J. Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand // *Environmental Monitoring and Assessment*. – 2008. – T. 136, № 1. – C. 227-238.
240. Reimann C., de Caritat P. Distinguishing between natural and anthropogenic sources for elements in the environment: regional geochemical surveys versus enrichment factors // *Science of The Total Environment*. – 2005. – T. 337, № 1. – C. 91-107.
241. Kowalska J. B., Mazurek R., Gąsiorek M., Zaleski T. Pollution indices as useful tools for the comprehensive evaluation of the degree of soil contamination—A review // *Environmental Geochemistry and Health*. – 2018. – T. 40, № 6. – C. 2395-2420.
242. Chen C. W., Kao C. M., Chen C. F., Di Dong C. Distribution and accumulation of heavy metals in the sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan // *Chemosphere*. – 2007. – T. 66, № 8. – C. 1431–1440.
243. Abdel Ghani S. A. Trace metals in seawater, sediments and some fish species from Marsa Matrouh Beaches in north-western Mediterranean coast, Egypt // *The Egyptian Journal of Aquatic Research*. – 2015. – T. 41, № 2. – C. 145-154.
244. Muller G. Index of Geoaccumulation in Sediments of the Rhine River // *Index of Geoaccumulation in Sediments of the Rhine River*. – 1969. – C. 108-118.
245. Stoffers P., Glasby G. P., Wilson C. J., Davis K. R., Walter P. Heavy metal pollution in Wellington Harbour // *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. – 1986. – T. 20, № 3. – C. 495-512.
246. El Nemr A., El-Said G. F., Khaled A., Ragab S. Distribution and ecological risk assessment of some heavy metals in coastal surface sediments along the Red Sea, Egypt // *International Journal of Sediment Research*. – 2016. – T. 31, № 2. – C. 164-172.
247. Wei B., Yang L. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China // *Microchemical Journal*. – 2010. – T. 94, № 2. – C. 99-107.
248. Qingjie G., Jun D., Yunchuan X., Qingfei W., Liqiang Y. Calculating Pollution Indices by Heavy Metals in Ecological Geochemistry Assessment and a Case Study in Parks of Beijing // *Journal of China University of Geosciences*. – 2008. – T. 19, № 3. – C. 230-241.
249. Badr N. B. E., El-Fiky A. A., Mostafa A. R., Al-Mur B. A. Metal pollution records in core sediments of some Red Sea coastal areas, Kingdom of Saudi Arabia // *Environmental Monitoring and Assessment*. – 2009. – T. 155, № 1. – C. 509-526.



250. Shah M. H., Ilyas A., Akhter G., Bashir A. Pollution assessment and source apportionment of selected metals in rural (Bagh) and urban (Islamabad) farmlands, Pakistan // *Environmental Earth Sciences*. – 2019. – T. 78, № 6. – C. 189.
251. El-Taher A., Badawy W. M., Alshahrani B., Ibraheem A. A. Neutron activation and ICP-MS analyses of metals in dust samples-Kingdom of Saudi Arabia: concentrations, pollution, and exposure // *Arabian Journal of Geosciences*. – 2019. – T. 12, № 20. – C. 635.
252. Kamanina I. Z., Badawy W. M., Kaplina S. P., Makarov O. A., Mamikhin S. V. Assessment of Soil Potentially Toxic Metal Pollution in Kolchugino Town, Russia: Characteristics and Pollution // *Land*. – 2023. – T. 12, № 2. – C. 439.
253. Andreev D. N., Dzyuba E. A. Total soil heavy metal contamination in various biotops at the territory of Vishersky reserve // *General Biology*. – 2016. – T. 64, № УДК 504.064.36:574. – C. 5.
254. Shaykhutdinova A. N. Assessment of the degree of contamination agricultural soils Kuzbass mobile forms of heavy metals // V International Scientific Conference dedicated to the 85th anniversary of the Department of Soil Science and Soil Ecology of TSU – Tomosk - Russia, 2015. – C. 5.
255. Geochemistry of the environment. / Saet Y. E., Revich B. A., Yanin E. P., Smirnova R. S., Basharkevich I. L., Onishchenko T. L., Pavlova L. N., Trefilova N. Y., Achkasov A. I., Sarkisyan S. S.: Nedra, 1990.
256. Alharbi A., El-Taher A. Elemental Analysis of Basalt by Instrumental Neutron Activation Analysis and Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometer // *Journal of Environmental Science and Technology*. – 2016. – T. 9, № 4. – C. 335-339.
257. Mandour A., El-Sayed M. K., El-Gamal A. A., Khadr A. M., Elshazly A. Temporal distribution of trace metals pollution load index in the Nile Delta coastal surface sediments // *Marine Pollution Bulletin*. – 2021. – T. 167. – C. 112290.
258. El-Gamal A. A. Egyptian Nile Delta Coastal Lagoons: Alteration and Subsequent Restoration // *Coastal Wetlands: Alteration and Remediation* / Finkl C. W., Makowski C. – Cham: Springer International Publishing, 2017. – C. 411-434.
259. Ruiz-Compean P., Ellis J., Cúrdia J., Payumo R., Langner U., Jones B., Carvalho S. Baseline evaluation of sediment contamination in the shallow coastal areas of Saudi Arabian Red Sea // *Marine Pollution Bulletin*. – 2017. – T. 123, № 1. – C. 205-218.
260. Al-Mur B. A., Quicksall A. N., Al-Ansari A. M. A. Spatial and temporal distribution of heavy metals in coastal core sediments from the Red Sea, Saudi Arabia // *Oceanologia*. – 2017. – T. 59, № 3. – C. 262-270.
261. Fowler S. W., Readman J. W., Oregioni B., Villeneuve J. P., McKay K. Petroleum hydrocarbons and trace metals in nearshore Gulf sediments and biota before and after the 1991 war: An assessment of temporal and spatial trends // *Marine Pollution Bulletin*. – 1993. – T. 27. – C. 171-182.
262. Soliman N. F., Nasr S. M., Okbah M. A. Potential ecological risk of heavy metals in sediments from the Mediterranean coast, Egypt // *Journal of Environmental Health Science and Engineering*. – 2015. – T. 13. – C. 70.

263. Abu-Hilal A. H., Badran M. M. Effect of pollution sources on metal concentration in sediment cores from the Gulf of Aqaba (red sea) // *Marine Pollution Bulletin*. – 1990. – T. 21, № 4. – C. 190-197.
264. Taylor S. R., McLennan S. Chemical composition and element distribution in the Earth's crust // *Planetary Crusts: Their Composition, Origin and Evolution* / Taylor S., McLennan, S. Cambridge University Press, 2008. – C. 697–719.
265. Ruiz-Compean P., Ellis J., Curdia J., Payumo R., Langner U., Jones B., Carvalho S. Baseline evaluation of sediment contamination in the shallow coastal areas of Saudi Arabian Red Sea // *Mar Pollut Bull*. – 2017. – T. 123, № 1-2. – C. 205-218.
266. Baha El Din S. M. Egypt, Important Bird Areas in Africa and Associated Islands-Egypt // *Important Bird Areas in Africa and Associated Islands: Priority Sites for Conservation* / Fishpool L. D. C., Evans M. I. Birdlife International, 2001. – C. 1144.
267. Cheng J.-l., Shi Z., Zhu Y.-w. Assessment and mapping of environmental quality in agricultural soils of Zhejiang Province, China // *Journal of Environmental Sciences*. – 2007. – T. 19, № 1. – C. 50-54.
268. Brady J. P., Ayoko G. A., Martens W. N., Goonetilleke A. Development of a hybrid pollution index for heavy metals in marine and estuarine sediments // *Environmental Monitoring and Assessment*. – 2015. – T. 187, № 5. – C. 306.
269. Oil Pollution in the Mediterranean Sea: Part I. The Handbook of Environmental Chemistry. / Carpenter A., Kostianoy A. G.: Springer International Publishing, 2018. The Handbook of Environmental Chemistry.
270. Mediterranean Sea: Ecosystems, Economic Importance and Environmental Threats. Marine Biology: Oceanography and Ocean Engineering. / Hughes T. B.: Nova Science Pub Inc, 2013. Marine Biology: Oceanography and Ocean Engineering.
271. Atzori G., Aru V., Cesare Marincola F., Chiarantini L., Medas D., Sarais G., Cabiddu S. Sediments distribution of trace metals in a coastal lagoon (Southern Sardinia, Mediterranean Sea): assessment of contamination and ecological risk // *Chemistry and Ecology*. – 2018. – T. 34, № 8. – C. 727-746.
272. Gabrielides G. P. Pollution of the Mediterranean Sea // *Water Science and Technology*. – 1995. – T. 32, № 9. – C. 1-10.
273. Tranchida G., Oliveri E., Angelone M., Bellanca A., Censi P., D’Elia M., Neri R., Placenti F., Sprovieri M., Mazzola S. Distribution of rare earth elements in marine sediments from the Strait of Sicily (western Mediterranean Sea): Evidence of phosphogypsum waste contamination // *Marine Pollution Bulletin*. – 2011. – T. 62, № 1. – C. 182-191.
274. Farhat H. I. Impact of Drain Effluent on Surficial Sediments in the Mediterranean Coastal Wetland: Sedimentological Characteristics and Metal Pollution Status at Lake Manzala, Egypt // *Journal of Ocean University of China*. – 2019. – T. 18, № 4. – C. 834-848.
275. Khaled A., El Nemr A., El-Sikaily A., El-Sarraf W. Assessment of heavy metals in the Sediments of the Mediterranean Coast of Egypt” *Egyptian Journal of Aquatic Research* // *Egyptian Journal of Aquatic Research*. – 2010. – T. 36. – C. 43-53.

276. Sartini L., Besio G., Cassola F. Spatio-temporal modelling of extreme wave heights in the Mediterranean Sea // *Ocean Modelling*. – 2017. – T. 117. – C. 52-69.
277. Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach // *Water Research*. – 1980. – T. 14, № 8. – C. 975-1001.
278. Guo W., Liu X., Liu Z., Li G. Pollution and Potential Ecological Risk Evaluation of Heavy Metals in the Sediments around Dongjiang Harbor, Tianjin // *Procedia Environmental Sciences*. – 2010. – T. 2. – C. 729-736.
279. Hu X., Zhang Y., Ding Z., Wang T., Lian H., Sun Y., Wu J. Bioaccessibility and health risk of arsenic and heavy metals (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn and Mn) in TSP and PM2.5 in Nanjing, China // *Atmospheric Environment*. – 2012. – T. 57. – C. 146-152.
280. Kurt-Karakus P. B. Determination of heavy metals in indoor dust from Istanbul, Turkey: estimation of the health risk // *Environ Int*. – 2012. – T. 50. – C. 47-55.
281. Zheng N., Liu J., Wang Q., Liang Z. Health risk assessment of heavy metal exposure to street dust in the zinc smelting district, Northeast of China // *Science of The Total Environment*. – 2010. – T. 408, № 4. – C. 726-733.
282. Human exposure to soil contamination: a qualitative and quantitative analysis towards proposals for human toxicological intervention values. RIVM Report no. 725201011. / National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM). – Bilthoven, The Netherlands, 1995.
283. Exposure Factors Handbook 2011 Edition (Final Report) / U.S. Environmental Protection Agency. – Washington, DC, EPA/600/R-09/052F, 2011., 2011.
284. Ferreira-Baptista L., De Miguel E. Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda, Angola: A tropical urban environment // *Atmospheric Environment*. – 2005. – T. 39, № 25. – C. 4501-4512.
285. Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites. OSWER 9355.4 24. – Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, D.C., 2002.
286. Calculating upper confidence limits for exposure point concentrations at hazardous waste sites / Office of Emergency and Remedial Response U.S. Environmental Protection Agency. – Washington, D.C. 20460: Agency U. S. E. P., 2002.
287. The lognormal distribution in environmental applications / Technology Innovation Office, Office of Solid Waste and Emergency Response, U.S. EPA, Washington, D.C. –, 1997.
288. Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring. / Gilbert R. O. – Van Nostrand Reinhold, New York: Wiley, 1987.
289. R Core T. R: A language and environment for statistical computing. // *Book R: A language and environment for statistical computing*. / Editor. – Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2022.
290. US EPA. Statistical Software ProUCL 5.1.00 for Environmental Applications for Data Sets with and without Nondetect Observations // *Book Statistical Software ProUCL 5.1.00 for Environmental Applications for Data Sets with and without Nondetect Observations* / Editor. – Atlanta: US EPA, 2016.

291. Badawy W. Radioactivity measurement in man, soil and drinking water: MSc. / A. E. Hussein и др.; Menoufia University. – Egypt, 2005. – 134 с.
292. Бадави В. Дозовые нагрузки на человека и компоненты биоты в наземных экосистемах: PhD / Mamikhin S.; Moscow State University. – Moscow - Russia, 2010. – 125 с.
293. Wang Z. Natural radiation environment in China // International Congress Series. – 2002. – Т. 1225. – С. 39-46.
294. Principles of isotope geology. Smith and Wyllie Intermediate Geology Series. / Faure G. – 2 изд.: John Wiley & Sons, New York, 1986. Smith and Wyllie Intermediate Geology Series.
295. Uosif M. A. M., Mostafa A. M. A., Elsaman R., Moustafa E.-s. Natural radioactivity levels and radiological hazards indices of chemical fertilizers commonly used in Upper Egypt // Journal of Radiation Research and Applied Sciences. – 2014. – Т. 7, № 4. – С. 430-437.
296. Ebaid Y. Y., El-Tahawy M. S., El-Lakany a. a., Garcia S. R., Brooks G. H. Environmental radioactivity measurements of Egyptian soils // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. – 2000. – Т. 243. – С. 543-550.
297. Harb S., Salahel Din K., Abbady A., Elzayat M. Distribution of Radionuclides in Soil samples and Evaluation of Radiation Hazard around phosphate factory, Elmahamid, Aswan, Upper Egypt // Book Distribution of Radionuclides in Soil samples and Evaluation of Radiation Hazard around phosphate factory, Elmahamid, Aswan, Upper Egypt / Editor, 2010.
298. Ismael I. S. Rare Earth Elements in Egyptian Phosphorites // Chinese Journal of Geochemistry. – 2002. – Т. 21, № 1.
299. Papp Z., Dezső Z., Daróczy S. Measurement of the radioactivity of  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{40}\text{K}$  in soil using direct Ge(Li)  $\gamma$ -ray spectrometry // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. – 1997. – Т. 222. – С. 171-176.
300. Said R. Proposed classification of the Quaternary of Egypt // Journal of African Earth Sciences. – 1983. – Т. 1, № 1. – С. 41-45.
301. Agbalagba E. O., Onoja R. A. Evaluation of natural radioactivity in soil, sediment and water samples of Niger Delta (Biseni) flood plain lakes, Nigeria // Journal of Environmental Radioactivity. – 2011. – Т. 102. – С. 667-671.
302. Margineanu R. M., Blebea-Apostu A. M., Celarel A., Gomoiu C. M., Costea C., Dumitras D., Ion A., Dului O. G. Radiometric, SEM and XRD investigation of the Chituc black sands, southern Danube Delta, Romania // Journal of Environmental Radioactivity. – 2014. – Т. 138. – С. 72-79.
303. Rudnick R. L., Gao S. Composition of the continental crust // Treatise on Geochemistry. – 2003. – Т. 3. – С. 1-64.
304. Conway D. A water balance model of the Upper Blue Nile in Ethiopia // Hydrological Sciences Journal. – 1997. – Т. 42, № 2. – С. 265-286.
305. Senay G. B., Asante K., Artan G. Water balance dynamics in the Nile Basin // Hydrological Processes. – 2009. – Т. 23, № 26. – С. 3675-3681.

306. El-Fadel M., El-Sayegh Y., El-Fadl K., Khorbotly D. The Nile River Basin: A Case Study in Surface Water Conflict Resolution // *Journal of Natural Resources and Life Sciences Education*. – 2003. – Т. 32. – С. 107-117.
307. Malczewski D., Teper L., Dorda J. Assessment of natural and anthropogenic radioactivity levels in rocks and soils in the environs of Swieradow Zdroj in Sudetes, Poland, by in situ gamma-ray spectrometry // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2004. – Т. 73. – С. 233-245.
308. Kabata-Pendias A. Trace elements in soils and plants // CRC Press. – 2011.10.1201/b10158-25. – С. 1–534.
309. ESDAC. The Geologic Map of Egypt, European Soil Data Center. – 2017 (дата обращения: 01.02.2017).
310. Committee on Radiation Protection and Public Health., Exposure to radiation from the natural radioactivity in building materials : report by a group of experts of the OECD Nuclear Energy Agency. / NEA-OECD – Paris: NEA-OECD, 1979. – 34 p. с.
311. Beretka J., Matthew P. J. Natural radioactivity of Australian building materials, industrial wastes and by-products // *Health physics*. – 1985. – Т. 48, № 1. – С. 87–95.
312. Papp Z. Natural radioactivity in the soils of some Eastern counties of Hungary // *Radiation Protection Dosimetry*. – 2010. – Т. 141. – С. 56-63.
313. Al-Hamarneh I. F., Awadallah M. I. Soil radioactivity levels and radiation hazard assessment in the highlands of northern Jordan // *Radiation Measurements*. – 2009. – Т. 44. – С. 102-110.
314. Faanu A., Darko E. O., Ephraim J. H. Determination of Natural Radioactivity and Hazard in Soil and Rock Samples in a Mining Area in Ghana // . – 2011. – Т. 19. – С. 77-92.
315. El-Kameesy S. U., Abd El-Ghany S., El-Minyawi S. M., Miligy Z., El-Mabrouk E. M. Natural radioactivity of beach sand samples in the Tripoli Region, northwest Libya // *Turkish Journal of Engineering and Environmental Sciences*. – 2008. – Т. 32. – С. 245-251.
316. Rudnick R. L., Gao S. 4.1 - Composition of the Continental Crust A2 - Holland, Heinrich D // *Treatise on Geochemistry (Second Edition)* / Turekian K. K. – Oxford: Elsevier, 2014. – С. 1-51.
317. Beck H., De Planque G. The radiation field in air due to distributed gamma-ray sources in the ground. HASL-195 // *HAS. Reports*. U.S. Atomic Energy Commission. – 1968. – С. 1-53.
318. Kocher D. C., Sjoreen A. L. Dose-rate conversion factors for external exposure to photon emitters in soil // *Health physics*. – 1985. – Т. 48, № 2. – С. 193-205.
319. Kohshi C., Takao I., Hideo S. Terrestrial Gamma Radiation in Kochi Prefecture, Japan // . – 2001. – Т. 47, № 4. – С. 362-372.
320. Clouvas A., Xanthos S., Antonopoulos-Domis M., Silva J. Monte Carlo calculation of dose rate conversion factors for external exposure to photon emitters in soil // *Health Phys.* – 2000. – Т. 78, № 3. – С. 295-302.
321. Hamilton E. The Relative Radioactivity of Building Materials // *American Industrial Hygiene Association Journal*. – 1971. – Т. 32, № 6. – С. 398-403.

322. Harb S., Ahmed N., Badawy W., Saad N. Estimation of radioecological parameters of soil samples from a phosphatic area // Nuclear Technology and Radiation Protection. – 2016. – T. 31, № 2. – C. 165-172.
323. Morsi T., Hegazy R., Badawy W. Radiological impact assessment to the environment due to waste from disposal of porcelain // International Journal of Radiation Biology. – 2017.10.1080/09553002.2017.1287453. – C. 1-7.
324. Tufail M., Nasim A., Sabiha J., Tehsin H. Natural radioactivity hazards of building bricks fabricated from saline soil of two districts of Pakistan // Journal of Radiological Protection. – 2007. – T. 27, № 4. – C. 481.
325. Ravisankar R., Sivakumar S., Chandrasekaran A., Prince Prakash Jebakumar J., Vijayalakshmi I., Vijayagopal P., Venkatraman B. Spatial distribution of gamma radioactivity levels and radiological hazard indices in the East Coastal sediments of Tamilnadu, India with statistical approach // Radiation Physics and Chemistry. – 2014. – T. 103. – C. 89-98.
326. ICRP. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. Ann. ICRP 21 (1-3). // Book 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. Ann. ICRP 21 (1-3). / Editor, 1991.
327. Abu-Samreh M. M., Thabayneh K. M., Khrais F. W. Measurement of activity concentration levels of radionuclides in soil samples collected from Bethlehem Province, West Bank, Palestine // Turkish Journal of Engineering and Environmental Sciences. – 2014. – T. 38. – C. 113-125.
328. Lu X., Wang F., Jia X., Wang L. Radioactive Analysis and Radiological Hazards of Lime and Cement Fabricated in China // IEEE Transactions on Nuclear Science. – 2007. – T. 54, № 2. – C. 327-332.
329. Exposure to Radiation from the Natural Radioactivity in Building Materials, Report by a Group of Experts of the OECD Nuclear Energy Agency, OECD, Paris, France. / NEA-OECD, Development, 1979. – 1-40 c.
330. Xinwei L., Lingqing W., Xiaodan J., Leipeng Y., Gelian D. Specific activity and hazards of Archeozoic-Cambrian rock samples collected from the Weibei area of Shaanxi, China // Radiation protection dosimetry. – 2006. – T. 118, № 3. – C. 352-9.
331. Anonymous. Population of Egypt 1955-2022. – 2022. – URL: <https://www.macrotrends.net/countries/EGY/egypt/population2022>).
332. Abedin M. J., Karim M. R., Khandaker M. U., Kamal M., Hossain S., Miah M. H. A., Bradley D. A., Faruque M. R. I., Sayyed M. I. Dispersion of radionuclides from coal-fired brick kilns and concomitant impact on human health and the environment // Radiation Physics and Chemistry. – 2020. – T. 177. – C. 109165.

## Список иллюстративного материала

РИСУНОК 2-1: КАРТА ЕГИПТА, ГДЕ УКАЗАНЫ ВСЕ ИЗУЧАЕМЫ ОБЪЕКТЫ .....	17
РИСУНОК 2-2 ТОЧКИ ПРОБООТБОРА ДЛЯ ИЗУЧАЕМОЙ ТЕРИТОРИИ РЕКИ НИЛ И ЕГО ДЕЛЬТЫ .....	32
РИСУНОК 2-3 ТОЧКИ ПРОБООТБОРА ДЛЯ ИЗУЧАЕМОЙ ТЕРРИТОРИЕЙ КРАСНОГО МОРЯ.....	35
РИСУНОК 2-4: ТОЧКИ ПРОБООТБОРА ДЛЯ ИЗУЧАЕМОЙ ТЕРРИТОРИЕЙ СРЕДИЗЕМНОГО МОРЯ ....	40
РИСУНОК 2-5 КАРТА ПОБЕРЕЖЬЯ ДЕЛЬТЫ НИЛА С УКАЗАНИЕМ ПОЛОЖЕНИЯ МЫСОВ ДЕЛЬТЫ НИЛА (РОЗЕТТА, ЭЛЬ БУРУЛЛУС И ДАМИЕТТА) И ОСНОВНЫХ ГЕОМОРФОЛОГИЧЕСКИХ ЕДИНИЦ. ТАКЖЕ ОБОЗНАЧАЮТСЯ ПОЗИЦИИ ВОЛНОВЫХ ДАТЧИКОВ (FRINU ET AL. , 2003)....	44
РИСУНОК 2-6: КОЛИЧЕСТВО ПЕСТИЦИДОВ И ХИМИЧЕСКИХ УДОБРЕНИЙ, ИСПОЛЬЗУЕМЫХ В ЕГИПТЕ (WANAAB, BADAUY, 2004).....	66
РИСУНОК 2-7: РАЗЛИЧНЫЕ ВИДЫ ВОЗДЕЙСТВИЯ, (А) ВЕРФЬ, (Б) ОПРЕСНИТЕЛЬ; (С) И (D) ЭВТРОФИКАЦИЯ ЗЕЛЕННЫХ ВОДОРОСЛЕЙ, (Е) МУСОР НА ПОБЕРЕЖЬЕ И (F) ЗОНА ШВАРТОВКИ (MADKOUR, DAR, 2007). .....	69
РИСУНОК 2-8 ОСНОВНЫЕ ВИДЫ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ ПО ДОБЫЧЕ НЕФТИ В КРАСНОМ МОРЕ: (1) ЭЙЛАТ - СРЕДИЗЕМНОЕ МОРЕ (25 МЛН ТОН В ГОД); (2) SUMED -СРЕДИЗЕМНОЕ МОРЕ (80 МЛН ТОН В ГОД); (3) RETROLINE ИЗ ПЕРСИДСКОГО ЗАЛИВА (180 МЛН ТОН В ГОД); (4) НЕФТЯНОЕ МЕСТОРОЖДЕНИЕ СЕВЕРНОГО ЙЕМЕНА (10 МЛН ТОН В ГОД) (AWAD, 1989) .....	73
РИСУНОК 2-9: ПРОМЫШЛЕННЫЕ ЗОНЫ ДЕЛЬТЫ ЕГИПТА (AMERICAN CHAMBER OF COMMERCE IN EGYPT INC, 2021).....	80
РИСУНОК 2-10: ПРОМЫШЛЕННАЯ КАРТА АРЕ.....	81
РИСУНОК 3-1: СХЕМА АНАЛИЗА МЕТОДОМ НАА.....	82
РИСУНОК 3-2: КАРТА ТОЧЕК ПРОБООТБОРА ПОВЕРХНОСТНЫХ ОТЛОЖЕНИЙ И ПОЧВЫ ВДОЛЬ ДВУХ БЕРЕГОВ ЕГИПЕТСКОГО НИЛА.....	83
РИСУНОК 3-3: РИСУНОК ПОКАЗЫВАЕТ ПРОБООТБОР ПОВЕРХНОСТНЫХ ОТЛОЖЕНИЙ И ПОЧВЫ ВДОЛЬ ДВУХ БЕРЕГОВ ЕГИПЕТСКОГО НИЛА (А, Б И В ДОННЫЕ ОТЛОЖЕНИЯ) И (Г, Д И Е ПОЧВЫ).....	84
РИСУНОК 3-4 ТОЧКИ ПРОБООТБОРА ВДОЛЬ КАНАЛА ИСМАИЛИЯ .....	87
РИСУНОК 3-5 ТОЧКИ ПРОБООТБОРА ВДОЛЬ ДРЕНАЖА БАХР-ЭЛЬ-БАКАР .....	88
РИСУНОК 3-6 ТОЧКИ ПРОБООТБОРА ВДОЛЬ КАНАЛА ЭЛЬ-МАНАШИ -ТАУФИКИЯ .....	88
РИСУНОК 3-7 А: РАСПОЛОЖЕНИЕ ПРОБООТБОРА 1-ГО ШЕСТИ УЧАСТКОВ ВДОЛЬ ЕГИПЕТСКИХ ПРИБРЕЖНЫХ РАЙОНОВ КРАСНОГО МОРЯ .....	91
РИСУНОК 3-8 Б: РАСПОЛОЖЕНИЕ ПРОБООТБОРА 2-Х ШЕСТИ УЧАСТКОВ ВДОЛЬ ЕГИПЕТСКИХ ПРИБРЕЖНЫХ РАЙОНОВ КРАСНОГО МОРЯ .....	94
РИСУНОК 3-9: МЕХАНИЗМ ПРОБООТБОРА ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ И ИСПОЛЬЗУЕМОЕ ОБОРУДОВАНИЕ. ....	97

РИСУНОК 3-10: КАРТА ПОКАЗЫВАЕТ ТРИ СЕКТОРА ПРОБООТБОРА ВДОЛЬ ЕГИПЕТСКОГО УЧАСТКА СРЕДНЕСЕМЕННОГО МОРЯ.....	98
РИСУНОК 3-11 ПОСЛЕДОВАТЕЛЬНОСТЬ СОБЫТИЙ В РЕАКЦИИ НЕЙТРОННО-АКТИВАЦИОННОГО АНАЛИЗА (N,Г).....	102
РИСУНОК 3-12: СХЕМАТИЧЕСКОЕ ПРЕДСТАВЛЕНИЕ СПЕКТРА ПОТОКА НЕЙТРОНОВ В ЯДЕРНОМ РЕАКТОРЕ .....	105
РИСУНОК 3-13: СХЕМАТИЧЕСКОЕ ИЗОБРАЖЕНИЕ ФОТОЭФЕКТА .....	114
РИСУНОК 3-14: СХЕМАТИЧЕСКОЕ ИЗОБРАЖЕНИЕ ЭФФЕКТА КОМПТОНА (КАЧАН, 2014) .....	115
РИСУНОК 3-15: СХЕМАТИЧЕСКОЕ ИЗОБРАЖЕНИЕ ЭФФЕКТА ОБРАЗОВАНИЯ ЭЛЕКТРОН-ПОЗИТРОННОЙ ПАРЫ (КАЧАН, 2014) .....	117
РИСУНОК 4-1 КОРОБЧАТАЯ ДИАГРАММА ПОКАЗЫВАЕТ ОПИСАТЕЛЬНУЮ СТАТИСТИКУ ПОЛУЧЕННЫХ ДАННЫХ ЭЛЕМЕНТНОГО СОСТАВА В ПОЧВЕ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ.....	125
РИСУНОК 4-2: ГРАФИК ТРОЙНОЙ ДИСКРИМИНАЦИИ SC-LA-TN ИЛЛЮСТРИРУЕТ ХОРОШЕЕ СОВПАДЕНИЕ ПОЛУЧЕННЫХ РЕЗУЛЬТАТОВ С РЕЗУЛЬТАТАМИ, ПОЛУЧЕННЫМИ ДЛЯ ВЕРХНЕЙ КОНТИНЕНТАЛЬНОЙ КОРЫ UCC RUDNICK, GAO (2014), ДЛЯ СРЕДНЕМИРОВЫХ ОТЛОЖЕНИЙ WSEDA VIERS ET AL. (2009), ДЛЯ ПОСТ-АРХЕЙСКИХ АВСТРАЛИЙСКИХ СЛАНЦЕВ СРЕДНИЙ PASS TAYLOR, MCLENNAN (1985), И ДЛЯ СРЕДНЕМИРОВОЙ ПОЧВЫ WSA КАВАТА-PENDIAS (2011). .....	129
РИСУНОК 4-3: LA VS TN ГРАФИК. СРЕДНЕЕ ЗНАЧЕНИЕ ОТНОШЕНИЯ LA/TN В СЛУЧАЕ ПОЧВЫ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ СОСТАВЛЯЕТ $5,0 \pm 1,5$ И $5,2 \pm 1,5$ СООТВЕТСТВЕННО. ....	130
РИСУНОК 4-4: TN/U VS TN РИСУНОК. СРЕДНЕЕ ЗНАЧЕНИЕ ОТНОШЕНИЯ TN/U - TN В СЛУЧАЕ ПОЧВЫ И ОТЛОЖЕНИЙ СОСТАВЛЯЕТ 0,64 И 0,93 СООТВЕТСТВЕННО. ЭТО ЗНАЧИТЕЛЬНО ВЫШЕ, ЧЕМ СООТВЕТСТВУЮЩИЕ КОЭФФИЦИЕНТЫ 0,37 ДЛЯ ВЕРХНЕЙ КОНТИНЕНТАЛЬНОЙ КОРЫ UCC (RUDNICK, GAO, 2014), 0,3 ДЛЯ СРЕДНЕМИРОВЫХ ОТЛОЖЕНИЙ WSEDA (VIERS ET AL. , 2009), 0,32 ДЛЯ ПОСТАРХЕЙСКОГО АВСТРАЛИЙСКОГО СЛАНЦА PAAS (TAYLOR, MCLENNAN, 1985), 0,33 ДЛЯ СРЕДНЕМИРОВОЙ ПОЧВЫ WSA (КАВАТА-PENDIAS, 2011). ....	131
РИСУНОК 4-5: ТРОЙНЫЕ ДИАГРАММЫ LA-SC-TN, CO-HF-TN И RB/10-HF-TN, ИЛЛЮСТРИРУЮЩИЕ СУЩЕСТВУЮЩИЕ РАЗЛИЧИЯ МЕЖДУ ОТЛОЖЕНИЯМИ НИЛА И ПОЧВАМИ И ОСАДОЧНЫМИ UCC, NASC И PAAS, А ТАКЖЕ МАГМАТИЧЕСКИМИ БАЗАЛЬТАМИ СРЕДИННО-ОКЕАНИЧЕСКОГО ХРЕБТА (MORB). ....	132
РИСУНОК 4-6: ГРАФИК ПОКАЗЫВАЕТ PCA1 VERSUS PCA2 ДЛЯ 176 МЕСТО ПРОБООТБОРА И 28 ЭЛЕМЕНТОВ .....	134
РИСУНОК 4-7: ПЕРВЫЕ ДВА PCA ИЗ ИЗУЧЕННЫХ 176 ОБРАЗЦОВ. ....	135
РИСУНОК 4-8: НА ГРАФИКЕ ПОКАЗАНЫ ДВА КЛАСТЕРА (28 ЭЛЕМЕНТОВ) .....	136
РИСУНОК 4-9: ГРАФИК ПОКАЗЫВАЕТ ЭЛЕМЕНТЫ И МЕСТА ВЫБОРКИ С НАИЛУЧШЕМ ВКЛАДОМ. .	138



РИСУНОК 4-10: КОРОБКА И УСЫ ПОКАЗЫВАЕТ ОПИСАТЕЛЬНУЮ СТАТИСТИКУ МАССОВЫХ ДОЛЕЙ ОПРЕДЕЛЯЕМЫХ ЭЛЕМЕНТОВ. РЕЗУЛЬТАТЫ БЫЛИ НОРМАЛИЗОВАНЫ ПО ОТНОШЕНИЮ С ГЛИНИСТЫМИ СЛАНЦАМИ (LI, SCHOONMAKER, 2014).....	142
РИСУНОК 4-11: РАСПРЕДЕЛЕНИЕ НОРМИРОВАННОЙ МАССОВОЙ ДОЛИ ЭЛЕМЕНТОВ ОТНОСИТЕЛЬНО АТОМНОГО НОМЕРА Z ДЛЯ КАЖДОГО ИССЛЕДУЕМОГО ЭЛЕМЕНТА.....	144
РИСУНОК 4-12: РИСУНОК ИЛЛЮСТРИРУЕТ НОРМАЛИЗОВАННЫЕ КОНЦЕНТРАЦИИ 14 REE ДЛЯ ХОНДРИТОВ, NASC И PAAS.....	149
РИСУНОК 4-13: ГИСТОГРАММА ИЛЛЮСТРИРУЕТ ПРОПОРЦИИ REE В МОРСКИХ ОТЛОЖЕНИЯХ....	151
РИСУНОК 4-14: ЗАКОНОМЕРНОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ REE, LREE И HREE .....	152
РИСУНОК 4-15: ЗАКОНОМЕРНОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ TH И U НА ОСНОВЕ МЕТОДА ВЗВЕШИВАНИЯ ОБРАТНЫХ РАССТОЯНИЙ (IDW). .....	153
РИСУНОК 4-16: СРАВНЕНИЕ СОДЕРЖАНИЯ TH С LREES И HREES.....	154
РИСУНОК 4-17: ФАКТОРНАЯ КАРТА, ВКЛЮЧАЮЩАЯ ВСЕ 43 ИССЛЕДОВАННЫХ ЭЛЕМЕНТА, ОСНОВАННАЯ НА ПРЕОБРАЗОВАНИИ ЦЕНТРИРОВАННОГО ЛОГАРИФМИЧЕСКОГО ОТНОШЕНИЯ.....	155
РИСУНОК 4-18: ГРАФИК TH/SC VS ZR/SC, ИЛЛЮСТРИРУЮЩИЙ СТЕПЕНЬ ВЫВЕТРИВАНИЯ ИССЛЕДОВАННЫХ МОРСКИХ ОТЛОЖЕНИЙ .....	156
РИСУНОК 4-19: ДЕНДРОГРАММА, ВКЛЮЧАЮЩАЯ ВСЕ 12 ИССЛЕДОВАННЫХ ОБЛАСТЕЙ, ОСНОВАННАЯ НА ПРЕОБРАЗОВАНИИ ЦЕНТРИРОВАННОГО ЛОГАРИФМИЧЕСКОГО ОТНОШЕНИЯ.....	158
РИСУНОК 4-20: РЕЗУЛЬТАТЫ РСА НЕКОТОРЫХ ВЫБРАННЫХ ОБЛАСТЕЙ (А) И СООТВЕТСТВУЮЩИЕ РЕЗУЛЬТАТЫ ТОЧЕК СБОРА (В). .....	159
РИСУНОК 4-21: ДИАГРАММА, ИЛЛЮСТРИРУЮЩАЯ НОРМАЛИЗОВАННЫЕ МАССОВЫЕ ДОЛИ ЭЛЕМЕНТОВ В ТРЕХ ИЗУЧЕННЫХ СЕКТОРАХ ДО СООТВЕТСТВУЮЩИХ ЗНАЧЕНИЙ СЛАНЦА .....	164
РИСУНОК 4-22: КОРРЕЛЯЦИОННАЯ МАТРИЦА ДЛЯ ПОЛУЧЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ.....	165
РИСУНОК 4-23: ДИАГРАММА ИЛЛЮСТРИРУЕТ НОРМАЛИЗОВАННУЮ МЕДИАНУ МАССОВОЙ ДОЛИ REE .....	168
РИСУНОК 4-24: TH / SC ПРОТИВ ZR / SC, ИЛЛЮСТРИРУЮЩИЙ ПОВЕШЕННУЮ СТЕПЕНЬ ОБОГАЩЕНИЯ ZR, ДОКАЗЫВАЮЩИЙ ВЫСОКУЮ РЕЦИРКУЛЯЦИЮ ОТЛОЖЕНИЙ.....	170
РИСУНОК 4-25: ДИСКРИМИНАНТНЫЕ ДИАГРАММЫ LA-SC-TH И SAO-AL <sub>2</sub> O <sub>3</sub> -K <sub>2</sub> O/NA <sub>2</sub> O ИЛЛЮСТРИРУЮТ ПРОИСХОЖДЕНИЕ ПРИБРЕЖНЫХ ОТЛОЖЕНИЙ.....	171
РИСУНОК 4-26: ДВУМЕРНЫЙ ГРАФИК ПЕРВЫХ ДВУХ РСА ПРОФИЛЕЙ А) И ОПРЕДЕЛЯЮЩИХ ЭЛЕМЕНТОВ В) .....	172
РИСУНОК 4-27: ВКЛАД ИЗ РАЗЛИЧНЫХ ИСТОЧНИКОВ ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ЭЛЕМЕНТОВ НА ОСНОВЕ PMF .....	175
РИСУНОК 4-28: КОЭФФИЦИЕНТ ОБОГАЩЕНИЯ EF ДЛЯ РЕКИ НИЛ И ДЕЛЬТЫ.....	178

РИСУНОК 4-29: КОЭФФИЦИЕНТ ОБОГАЩЕНИЯ EF ДЛЯ КРАСНОГО МОРЯ .....	179
РИСУНОК 4-30: КОЭФФИЦИЕНТ ОБОГАЩЕНИЯ EF ДЛЯ СРЕДИЗЕМНОГО МОРЯ.....	180
РИСУНОК 4-31: ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ИНДЕКС НАГРУЗКИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ PLI И СУММАРНЫЙ ИНДЕКС ЗАГРЯЗНЕНИЯ ZC ДЛЯ РЕКИ НИЛ И ДЕЛЬТЫ .....	189
РИСУНОК 4-32: ГЕОХИМИЧЕСКИЙ СПЕКТР ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТМ .....	191
РИСУНОК 4-33: ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ИНДЕКСА НАГРУЗКИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ PLI И СУММАРНЫЙ ПОКАЗАТЕЛЬ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ZC ДЛЯ КРАСНОГО МОРЯ.....	193
РИСУНОК 4-34: ПОРЯДОК УБЫВАНИЯ КС ЭЛЕМЕНТОВ КРАСНОГО МОРЯ .....	195
РИСУНОК 4-35: КАРТЫ ПРОСТРАНСТВЕННОГО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ZN, AS, CR, PB, NI И CU НА ОСНОВЕ МЕТОДА ВЗВЕШИВАНИЯ ОБРАТНЫХ РАССТОЯНИЙ (IDW).....	196
РИСУНОК 4-36: РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ИНДЕКСА НАГРУЗКИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ PLI ПО ПРИБРЕЖНЫМ РАЙОНАМ .....	200
РИСУНОК 4-37: ПЛОТНОСТЬ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ИНДЕКСА НАГРУЗКИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ PLI И СУММАРНЫЙ ПОКАЗАТЕЛЬ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ZC ДЛЯ СРЕДИЗЕМНОГО МОРЯ. ....	202
РИСУНОК 4-38: ГЕОХИМИЧЕСКИЙ СПЕКТР ПОЛУЧЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В МОРСКИХ ОТЛОЖЕНИЯХ СРЕДИЗЕМНОГО МОРЯ .....	206
РИСУНОК 4-39: РАСПРЕДЕЛЕНИЕ КС ДЛЯ ЭЛЕМЕНТОВ В ИЗУЧЕННЫХ РАЙОНАХ СРЕДИЗЕМНОГО МОРЯ.....	207
РИСУНОК 4-40: КАРТА РАСПРЕДЕЛЕНИЯ PINEM ПО ЕГИПТУ .....	209
РИСУНОК 4-41: РАСПРЕДЕЛЕНИЕ MPI ПО ЕГИПТУ В ОБЪЕКТАХ ИССЛЕДОВАНИЯ (%). ОБЩИЕ КОЛИЧЕСТВО ОБЪЕКТОВ СОСТАВЛЯЕТ 307. ....	216
РИСУНОК 4-42: РАСПРЕДЕЛЕНИЕ MPI ПО КАЖДОМУ СЕКТОРУ (%). ....	216
РИСУНОК 4-43: ИНДЕКС ПОТЕНЦИАЛЬНОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО РИСКА PER ДЛЯ ПОЧВЫ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ РЕКИ НИЛ.....	219
РИСУНОК 4-44: ИНДЕКС ПОТЕНЦИАЛЬНОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО РИСКА PER ДЛЯ МОРСКИХ ОТЛОЖЕНИЙ КРАСНОГО МОРЯ .....	219
РИСУНОК 4-45: ИНДЕКС ПОТЕНЦИАЛЬНОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО РИСКА PER ДЛЯ МОРСКИХ ОТЛОЖЕНИЙ СРЕДИЗЕМНОГО МОРЯ.....	220
РИСУНОК 4-46: СУТОЧНАЯ ДОЗА ХИМИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА (ЕДИНИЦА ИЗМЕРЕНИЯ ЗАВИСИТ ОТ ПУТИ КАК ВЫШЕУПОМЯНУТОЕ).....	229
РИСУНОК 4-47: РАСПРЕДЕЛЕНИЕ КОЭФФИЦИЕНТА ОПАСНОСТИ HQ ДЛЯ КАЖДОГО ОБЪЕКТА ОТ ВЫБРАННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ ДЛЯ РАЗНОЙ КАТЕГОРИИ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ ПУТИ НАКОПЛЕНИЯ .....	231
РИСУНОК 4-48: РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РИСКА ДЛЯ ДЕТЕЙ И ВЗРОСЛЫХ НА ОБЪЕКТАХ ИССЛЕДОВАНИЯ ОТ ВЫБРАННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ. ....	232

РИСУНОК 5-1: КОНЦЕНТРАЦИЯ АКТИВНОСТИ $^{40}\text{K}$ , $^{232}\text{Tl}$ И $^{238}\text{U}$ В ПОЧВЕ И ОТЛОЖЕНИЯХ НИЛА, А ТАКЖЕ СООТВЕТСТВУЮЩИЕ ЗНАЧЕНИЯ В ЛИТЕРАТУРЕ. ДЛЯ СРАВНЕНИЯ, СООТВЕТСТВУЮЩИЕ ЛИТЕРАТУРНЫЕ ДАННЫЕ ДЛЯ БАЗАЛЬТА, ГРАНИТА И КАРБОНАТОВ (TUREKIAN, WEDEPОНL, 1961), МИРОВЫЕ ВЗВЕШЕННЫЕ ОТЛОЖЕНИЯ (WSS) (VIERS ET AL. , 2009), ВЕРХНЯЯ КОНТИНЕНТАЛЬНАЯ КОРА (UCC) (RUDNICK, GAO, 2014), СЕВЕРОАМЕРИКАНСКИЙ СЛАНЦЕВЫЙ КОМПОЗИТ (NASC) (GROMET ET AL. , 1984) И СРЕДНЯЯ ПОЧВА AS (КАВАТА-PENDIAS, 2011) ДЛЯ ТОРИЯ, УРАНА, И КАЛИЯ (VINOGRADOV, 1959). .....	237
РИСУНОК 5-2: ГРАФИК, ИЛЛЮСТРИРУЮЩИЙ ВЗАИМОСВЯЗЬ МЕЖДУ $^{232}\text{Tl}$ - $^{238}\text{U}$ - $^{40}\text{K}/10$ .....	238
РИСУНОК 5-3: ИЛЛЮСТРАЦИЯ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ СООТНОШЕНИЯ U-238 И Tl-232 ПО ДОЛИНЕ НИЛА И ДЕЛЬТЫ. СРАВНЕНИЕ С ЛИТЕРАТУРОЙ ПРЕДСТАВЛЕНО .....	239
РИСУНОК 5-4: ЗАВИСИМОСТЬ КОНЦЕНТРАЦИИ АКТИВНОСТИ $^{40}\text{K}$ , $^{232}\text{Tl}$ И $^{238}\text{U}$ ОТ ШИРОТЫ.....	241
РИСУНОК 5-5: ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОАКТИВНОСТИ ВДОЛЬ РЕКИ НИЛ И ДЕЛЬТЫ.....	243
РИСУНОК 5-6: КОНЦЕНТРАЦИЯ АКТИВНОСТИ $^{40}\text{K}$ , $^{232}\text{Tl}$ И $^{238}\text{U}$ В ОТЛОЖЕНИЯХ КРАСНОГО МОРЯ, А ТАКЖЕ СООТВЕТСТВУЮЩИЕ ЗНАЧЕНИЯ ИЗ ЛИТЕРАТУРЫ.....	244
РИСУНОК 5-7: ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОАКТИВНОСТИ ВДОЛЬ КРАСНОГО МОРЯ.....	245
РИСУНОК 5-8: ИЛЛЮСТРАЦИЯ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ СООТНОШЕНИЯ U-238 И Tl-232 ВДОЛЬ ПРИБРЕЖНЫХ РАЙОНОВ ЕГИПЕТСКОГО ПОБЕРЕЖЬЯ КРАСНОГО МОРЯ. СРАВНЕНИЕ С ЛИТЕРАТУРОЙ ПРЕДСТАВЛЕНО .....	246
РИСУНОК 5-9: КОНЦЕНТРАЦИЯ АКТИВНОСТИ $^{40}\text{K}$ , $^{232}\text{Tl}$ И $^{238}\text{U}$ В ОТЛОЖЕНИЯХ СРЕДИЗЕМНОГО МОРЯ, А ТАКЖЕ СООТВЕТСТВУЮЩИЕ ЗНАЧЕНИЯ ИЗ ЛИТЕРАТУРЫ .....	247
РИСУНОК 5-10: ИЛЛЮСТРАЦИЯ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ СООТНОШЕНИЯ U-238 И Tl-232 ВДОЛЬ ПРИБРЕЖНЫХ РАЙОНОВ ЕГИПЕТСКОГО СРЕДИЗЕМНОГО МОРЯ. СРАВНЕНИЕ С ЛИТЕРАТУРОЙ ПРЕДСТАВЛЕНО. ....	248
РИСУНОК 5-11: ИЛЛЮСТРАЦИЯ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ СООТНОШЕНИЯ U-238 И Tl-232 ПО ВСЕМУ ЕГИПТУ. СРАВНЕНИЕ С ЛИТЕРАТУРОЙ ПРЕДСТАВЛЕНО.....	249
РИСУНОК 5-12: ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ER .....	249
РИСУНОК 5-13: РИСУНОК ПОКАЗЫВАЕТ ОПИСАТЕЛЬНУЮ СТАТИСТИКУ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПАРАМЕТРОВ ДЛЯ ОТЛОЖЕНИЙ И ПОЧВЫ НИЛА И ДЕЛЬТЫ. ....	254
РИСУНОК 5-14: РСА ДЛЯ ДОЗИМЕТРИЧЕСКИХ ПАРАМЕТРОВ ИЗ НИЛА И ДЕЛЬТЫ .....	256
РИСУНОК 5-15: ИЛЛЮСТРАЦИЯ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПАРАМЕТРОВ В РЕЗУЛЬТАТЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ ER ИЗ ПРИБРЕЖНЫХ МОРСКИХ ОТЛОЖЕНИЙ КРАСНОГО МОРЯ. ....	257
РИСУНОК 5-16: ПЕРВЫЕ ДВА РСAS ДОЗИМЕТРИЧЕСКИХ ПАРАМЕТРОВ (КРАСНОЕ МОРЕ) .....	258

РИСУНОК 5-17: ИЛЛЮСТРАЦИЯ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПАРАМЕТРОВ В РЕЗУЛЬТАТЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ ЕР ИЗ ПРИБРЕЖНЫХ МОРСКИХ ОТЛОЖЕНИЙ СРЕДИЗЕМНОГО МОРЯ.....	259
РИСУНОК 5-18: ПЕРВЫЕ ДВА РСА ДОЗИМЕТРИЧЕСКИХ ПАРАМЕТРОВ (СРЕДИЗЕМНОЕ МОРЕ) .....	260
РИСУНОК 5-19: ТОЧЕЧНАЯ ДИАГРАММА ИЛЛЮСТРИРУЕТ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ ПО ВСЕЙ СТРАНЕ НА ОСНОВЕ ПОЧВЫ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ИЗУЧАЕМЫХ ТЕРРИТОРИЙ.....	261

## Список таблиц

ТАБЛИЦА 2-1 МАССОВАЯ ДОЛЯ ОСНОВНЫХ ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОИЗОТОПОВ В ПОЧВООБРАЗУЮЩИХ ПОРОДАХ И ПОЧВАХ (АЛЕКСАХИН, 1982; UNSCEAR, 2000; UNSCEAR, 1993) .....	46
ТАБЛИЦА 2-2 КОНЦЕНТРАЦИИ ЭЛЕМЕНТОВ И СООТВЕТСТВУЮЩИЕ ИМ ЗНАЧЕНИЯ ПРИВЕДЕНЫ В ЛИТЕРАТУРЕ В РАЗНЫХ ПОРОДАХ. ВСЕ КОНЦЕНТРАЦИИ ПРИВЕДЕНЫ В МГ / КГ .....	58
ТАБЛИЦА 2-3: ПОТЕНЦИАЛЬНЫЙ РИСК ДЛЯ ЗДОРОВЬЯ ОТ ОСТРОЙ И ХРОНИЧЕСКОЙ ТОКСИЧНОСТИ МЕТАЛЛОВ (SIEGEL, 1995; MERIAN ET AL., 2004) .....	60
ТАБЛИЦА 2-4 ОРГАНИЧЕСКАЯ НАГРУЗКА БЫТОВЫХ СТОЧНЫХ ВОД, СБРАСЫВАЕМЫХ В СРЕДИЗЕМНОЕ МОРЕ НЕПОСРЕДСТВЕННО ИЛИ ЧЕРЕЗ РЕКИ (ТОННЫ / ГОД (OSTERBERG, KESKES, 1977)).....	78
ТАБЛИЦА 2-5 ПРОМЫШЛЕННЫЕ ЗАГРЯЗНИТЕЛИ .....	80
ТАБЛИЦА 3-1: РЕГИОНЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И КОЛИЧЕСТВО СОБРАННЫХ ОБРАЗЦОВ РЕКИ НИЛ И ДЕЛЬТЫ.....	85
ТАБЛИЦА 3-2: РАЙОНЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И СООТВЕТСТВУЮЩЕЕ КОЛИЧЕСТВО СОБРАННЫХ ОБРАЗЦОВ.....	95
ТАБЛИЦА 4-1 СРЕДНЕЕ СТАНДАРТНОЕ ОТКЛОНЕНИЕ, МИНИМУМ И МАКСИМУМ ОТНОСИТЕЛЬНО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ 28 ОСНОВНЫХ И МИКРОЭЛЕМЕНТОВ В ОБРАЗЦАХ ПОЧВЫ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ. ДЛЯ СРАВНЕНИЯ ПРИВЕДЕНО СОДЕРЖАНИЕ ЭЛЕМЕНТОВ ИЗ ВЕРХНЕЙ КОНТИНЕНТАЛЬНОЙ ЗЕМНОЙ КОРЫ УСС (RUDNICK, GAO, 2014) И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ (VIERS ET AL. , 2009). ВСЕ КОНЦЕНТРАЦИИ ВЫРАЖЕНЫ В МГ/КГ .....	123
ТАБЛИЦА 4-2 СРЕДНЕЕ ЗНАЧЕНИЕ $\pm$ SD НЕКОТОРЫХ ВЫБРАННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ С ТОЧКИ ЗРЕНИЯ РЕФЕРЕНТНОГО ЗНАЧЕНИЯ, ЗНАЧЕНИЯ В ИССЛЕДОВАНИЯ И ЗНАЧЕНИЯ С ВМЕШАТЕЛЬСТВА. ДЛЯ СРАВНЕНИЯ ДОБАВЛЯЮТСЯ СООТВЕТСТВУЮЩИЕ ЗНАЧЕНИЯ ИЗ ЛИТЕРАТУРЫ. ....	126
ТАБЛИЦА 4-3: СРЕДНЕЕ, МЕДИАНА, СТАНДАРТНОЕ ОТКЛОНЕНИЕ, МИНИМУМ И МАКСИМУМ В ОТНОШЕНИИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ 43 ОСНОВНЫХ И МИКРОЭЛЕМЕНТОВ В МОРСКИХ ОТЛОЖЕНИЯХ. ВСЕ МАССОВЫЕ ДОЛИ ВЫРАЖЕНЫ В МГ/КГ.....	140
ТАБЛИЦА 4-4: СОДЕРЖАНИЕ РЕДКОЗЕМЕЛЬНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В МОРСКИХ ОТЛОЖЕНИЯХ КРАСНОГО МОРЯ – ЕГИПЕТ .....	145
ТАБЛИЦА 4-5: СРЕДНЕЕ ЗНАЧЕНИЕ ДЛЯ КАЖДОГО ОБЪЕКТА.....	147
ТАБЛИЦА 4-6: ОПИСАТЕЛЬНАЯ СТАТИСТИКА ДЛЯ РЕДКОЗЕМЕЛЬНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ.....	148
ТАБЛИЦА 4-7: СРЕДНЕЕ ЗНАЧЕНИЕ, СТАНДАРТНОЕ ОТКЛОНЕНИЕ, МЕДИАНА, МАД, МИНИМАЛЬНАЯ И МАКСИМАЛЬНАЯ МАССОВЫЕ ДОЛИ ОПРЕДЕЛЯЮЩИХ ЭЛЕМЕНТОВ В ИССЛЕДУЕМЫХ ОБРАЗЦАХ. СООТВЕТСТВУЮЩИЕ ЗНАЧЕНИЯ ИЗ ЛИТЕРАТУРЫ БЫЛИ ДОБАВЛЕНЫ ДЛЯ ЦЕЛЕЙ СРАВНЕНИЯ. ВСЕ ЗНАЧЕНИЯ ВЫРАЖЕНЫ В МГ/КГ. ПОДРОБНАЯ ОПИСАТЕЛЬНАЯ	

СТАТИСТИКА ПО КАЖДОМУ ОТДЕЛЬНОМУ СЕКТОРУ ПРЕДСТАВЛЕНА В ДОПОЛНИТЕЛЬНЫХ МАТЕРИАЛАХ .....	162
ТАБЛИЦА 4-8: СРАВНЕНИЕ СРЕДНИХ И ДИАПАЗОНОВ МАССОВЫХ ДОЛЕЙ В ИЗУЧЕННЫХ ПРИБРЕЖНЫХ СЕКТОРАХ С ЛИТЕРАТУРНЫМИ ДАННЫМИ, ВЫРАЖЕННЫМИ В МГ/КГ .....	167
ТАБЛИЦА 4-9: КОЭФФИЦИЕНТ ОБОГАЩЕНИЯ EF И КАТЕГОРИЯ ДЛЯ ИНТЕРПРЕТАЦИИ .....	177
ТАБЛИЦА 4-10: ДЕТАЛЬНОЕ ОПИСАНИЕ КОЭФФИЦИЕНТОВ ОБОГАЩЕНИЯ .....	182
ТАБЛИЦА 4-11: ИНДЕКС ГЕОАККУМУЛЯЦИИ $I_{GEO}$ И ИНТЕРПРЕТАЦИЯ ЕГО КАТЕГОРИИ .....	184
ТАБЛИЦА 4-12: ИНДЕКС ИНДИВИДУАЛЬНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ И ЕГО ИНТЕРПРЕТАЦИЯ.....	184
ТАБЛИЦА 4-13: ПРИБЛИЗИТЕЛЬНАЯ ШКАЛА ОЦЕНКИ ОПАСНОСТИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВЫ ПО ОБЩЕМУ ИНДЕКСУ ЗАГРЯЗНЕНИЯ $PI(ZC)$ .....	190
ТАБЛИЦА 4-14: СРАВНЕНИЕ НАСТОЯЩЕЙ РАБОТЫ С АНАЛОГИЧНЫМИ РАБОТАМИ, ОПУБЛИКОВАННЫМИ ВО ВСЕМ МИРЕ.....	198
ТАБЛИЦА 4-15: ИНДЕКС НАГРУЗКИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ (PLI) ДЛЯ СРЕДИЗЕМНОГО МОРЯ.....	199
ТАБЛИЦА 4-16: КЛАССЫ, КАТЕГОРИИ И ЗНАЧЕНИЕ ZC И СООТВЕТСТВУЮЩЕЕ ИЗМЕНЕНИЯ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ОБЩЕСТВЕННОГО ЗДРАВООХРАНЕНИЯ В ГОРЯЧИХ ТОЧКАХ ЗАГРЯЗНЕНИЯ (ANDREEV, DZYUBA, 2016; SHAYKHUTDINOVA, 2015; SAET ET AL. , 1990).....	204
ТАБЛИЦА 4-17: КОЛИЧЕСТВО ОБРАЗЦОВ И КЛАССЫ, И КАТЕГОРИИ NEMERROW ИНДЕКС ЗАГРЯЗНЕНИЯ $PI_{NEM}$ .....	211
ТАБЛИЦА 4-18: МОДИФИЦИРОВАННЫЙ ИНДЕКС ЗАГРЯЗНЕНИЯ MPI КЛАССЫ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВЫ И ОТЛОЖЕНИЙ В ИССЛЕДУЕМЫХ ОБЪЕКТАХ.....	212
ТАБЛИЦА 4-19: КОЛИЧЕСТВО ОБРАЗЦОВ И КЛАССЫ, И КАТЕГОРИИ MPI .....	215
ТАБЛИЦА 4-20: ПОТЕНЦИАЛЬНЫЙ ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ РИСК PER И ИНДЕКС РИСКА RI И ИХ КАТЕГОРИИ ИНТЕРПРЕТАЦИИ (KARUPPASAMY ET AL. , 2017; HAKANSON, 1980) .....	218
ТАБЛИЦА 4-21: РЕЗУЛЬТАТЫ PER И RI ПОЧВЫ И ОТЛОЖЕНИЙ РЕКИ НИЛ.....	218
ТАБЛИЦА 4-22: ПЕРЕМЕННЫЕ, ИСПОЛЬЗУЕМЫЕ ДЛЯ РАСЧЁТА CDI (ING = ПРОГЛАТЫВАНИЕ, INH= ИНГАЛЯЦИЯ, ДЕРМАЛЬНЫЙ КОНТАКТ), С ИХ СООТВЕТСТВУЮЩЕЙ АББРЕВИАТУРОЙ И ЗНАЧЕНИЕМ. ДАННЫЕ ВВЕДЕНЫ В ТАБЛИЦУ ДЛЯ РАСЧЁТА РИСКА (НЕ)КАНЦЕРОГЕННОГО ХАРАКТЕРА. ....	221
ТАБЛИЦА 4-23: СУТОЧНАЯ ДОЗА ТЯЖЁЛЫХ МЕТАЛЛОВ, ИСПОЛЬЗУЕМАЯ ДЛЯ ОЦЕНКИ РИСКА ДЛЯ ЧЕЛОВЕКА ОТ ВОЗДЕЙСТВИЯ ТЯЖЁЛЫХ МЕТАЛЛОВ (US EPA, 2002; US EPA, 2016) .....	223
ТАБЛИЦА 4-24: ХИМИЧЕСКОЕ ЕЖЕДНЕВНОЕ ПОТРЕБЛЕНИЕ CDI И HQ РИСКА ДЛЯ ЗДОРОВЬЯ ОТ ТЯЖЁЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ИЗУЧЕНИИ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ.....	224
ТАБЛИЦА 4-25: ХИМИЧЕСКОЕ ЕЖЕДНЕВНОЕ ПОТРЕБЛЕНИЕ CDI И HQ РИСКА ДЛЯ ЗДОРОВЬЯ ОТ ТЯЖЁЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ИЗУЧЕНИИ ПОЧВЫ .....	225
ТАБЛИЦА 4-26: ХИМИЧЕСКОЕ ЕЖЕДНЕВНОЕ ПОТРЕБЛЕНИЕ CDI И HQ РИСКА ДЛЯ ЗДОРОВЬЯ ОТ ТЯЖЁЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ИЗУЧЕНИИ ОТЛОЖЕНИЙ СРЕДИЗЕМНОГО МОРЯ.....	226

ТАБЛИЦА 4-27: ХИМИЧЕСКОЕ ЕЖЕДНЕВНОЕ ПОТРЕБЛЕНИЕ СДИ И HQ РИСКА ДЛЯ ЗДОРОВЬЯ ОТ ТЯЖЁЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ИЗУЧЕНИИ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ КРАСНОГО МОРЯ .....	227
ТАБЛИЦА 5-1: СРЕДНЕЕ ЗНАЧЕНИЕ, СТАНДАРТНОЕ ОТКЛОНЕНИЕ И МЕДИАННЫЕ ЗНАЧЕНИЯ РАДИОАКТИВНОСТИ $^{40}\text{K}$ , $^{232}\text{Tl}$ И $^{238}\text{U}$ В ИССЛЕДОВАННОЙ ПОЧВЕ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ. ДЛЯ СРАВНЕНИЯ ПРИВОДЯТСЯ СООТВЕТСТВУЮЩИЕ ЛИТЕРАТУРНЫЕ ДАННЫЕ ДЛЯ БАЗАЛЬТА, ГРАНИТА И КАРБОНАТОВ (TUREKIAN, WEDEPОНL, 1961), МИРОВЫЕ ВЗВЕШЕННЫЕ ОТЛОЖЕНИЯ (WSS) (VIERS ET AL. , 2009), ВЕРХНЯЯ КОНТИНЕНТАЛЬНАЯ КОРА (UCC) (RUDNICK, GAO, 2014), СЕВЕРОАМЕРИКАНСКИЙ СЛАНЦЕВЫЙ КОМПОЗИТ (NASC) (GROMET ET AL. , 1984) И СРЕДНЯЯ ПОЧВА AS (КАВАТА-PENDIAS, 2011) ДЛЯ ТОРИЯ, УРАНА, И КАЛИЯ (VINOGRADOV, 1959).....	236
ТАБЛИЦА 5-2: РЕЗУЛЬТАТЫ ANOVA, ИЛЛЮСТРИРУЮЩИЕ ОТНОСИТЕЛЬНОЕ СХОДСТВО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОАКТИВНОСТИ ИССЛЕДУЕМЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ. ....	237
ТАБЛИЦА 5-3: СРАВНЕНИЕ СРЕДНИХ ЗНАЧЕНИЙ КОНЦЕНТРАЦИЙ АКТИВНОСТИ (БК/КГ) С СУЩЕСТВУЮЩИМИ ЛИТЕРАТУРНЫМИ ДАННЫМИ. ....	242
ТАБЛИЦА 5-4: ОПИСАТЕЛЬНАЯ СТАТИСТИКА РАССЧИТАННЫХ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПАРАМЕТРОВ ДЛЯ МОРСКИХ ОТЛОЖЕНИЙ КРАСНОГО МОРЯ.....	246
ТАБЛИЦА 0-1: ПОЛУЧЕННЫЕ РЕЗУЛЬТАТЫ РАДИОАКТИВНОСТИ И РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПАРАМЕТРЫ ПОЧВЫ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ДОЛИНЫ, И ДЕЛЬТЫ РЕКИ НИЛ.....	304

## ПРИЛОЖЕНИЕ 1

Таблица 0-1: полученные результаты радиоактивности и радиоэкологические параметры почвы и донных отложений долины, и Дельты реки Нил.

Sample ID	Texture	K-40	Th-232	U-238	Raeq	Hex	Hin	Ig	D	AEDin	AEDout
1	Soil	331.1± 33.1	18± 0.9	30.7± 3.1	81.9±6.9	0.22±0.02	0.22±0.02	0.61±0.05	39±3.4	191.3±16. 7	47.8±4.2
2	Soil	192.8± 19.3	22.4± 1.1	29.3± 2.9	76.1±6	0.21±0.02	0.21±0.02	0.55±0.04	35.2±2.8	172.7±13. 7	43.2±3.4
3	Soil	306.2± 30.6	17.7± 0.9	37.3± 3.7	86.1±7.3	0.23±0.02	0.23±0.02	0.63±0.05	40.8±3.5	200.1±17. 2	50±4.3
4	Soil	207.8± 20.8	28.4± 1.4	43.9± 4.4	100.5±8	0.27±0.02	0.27±0.02	0.71±0.06	46.2±3.8	226.6±18. 6	56.7±4.7
5	Soil	102.3± 10.2	7.6± 0.4	16.8± 1.7	35.5±3.1	0.1±0.01	0.1±0.01	0.26±0.02	16.6±1.5	81.4±7.4	20.4±1.8
6	Soil	186.7± 18.7	14.8± 0.7	21.4± 2.1	56.9±4.5	0.15±0.01	0.15±0.01	0.42±0.03	26.7±2.2	131±10.8	32.7±2.7
7	Soil	279.5± 27.9	26.7± 1.3	37.9± 3.8	97.5±7.8	0.26±0.02	0.26±0.02	0.71±0.06	45.4±3.7	222.7±18. 2	55.7±4.5
8	Soil	291.3± 29.1	20.8± 1	34.1± 3.4	86.2±7.1	0.23±0.02	0.23±0.02	0.63±0.05	40.6±3.4	199.2±16. 7	49.8±4.2
9	Soil	59.5± 6	20.1± 1	25.9± 2.6	59.2±4.5	0.16±0.01	0.16±0.01	0.41±0.03	26.6±2.1	130.5±10. 3	32.6±2.6
10	Soil	337.9± 33.8	28.9± 1.4	39.4± 3.9	106.7±8.5	0.29±0.02	0.29±0.02	0.78±0.06	49.9±4.1	244.8±20. 1	61.2±5
11	Soil	121.9± 12.2	19.6± 1	27.1± 2.7	64.5±5.1	0.17±0.01	0.17±0.01	0.46±0.04	29.5±2.4	144.7±11. 8	36.2±2.9
12	Soil	259.5± 25.9	32.2± 1.6	51± 5.1	117±9.4	0.32±0.03	0.32±0.03	0.84±0.07	53.9±4.4	264.4±21. 6	66.1±5.4
13	Soil	161.9± 16.2	29.5± 1.5	49.9± 5	104.5±8.4	0.28±0.02	0.28±0.02	0.74±0.06	47.7±3.9	234±19.1	58.5±4.8
14	Sediment	50.8± 5.1	16.9± 0.8	27.3± 2.7	55.4±4.2	0.15±0.01	0.15±0.01	0.38±0.03	25±1.9	122.6±9.3	30.7±2.3
15	Soil	209.9± 21	24.7± 1.2	33.8± 3.4	85.2±6.7	0.23±0.02	0.23±0.02	0.61±0.05	39.4±3.2	193.3±15. 7	48.3±3.9
16	Soil	51.5± 5.2	16.6± 0.8	32.5± 3.2	60.2±4.7	0.16±0.01	0.16±0.01	0.42±0.03	27.2±2.2	133.4±10. 8	33.4±2.7
17	Soil	220.4± 22	8.1± 0.4	13.7± 1.4	42.2±3.7	0.11±0.01	0.11±0.01	0.32±0.03	20.5±1.8	100.6±8.8	25.1±2.2
18	Soil	288± 28.8	6.8± 0.3	8.8± 0.9	40.7±3.5	0.11±0.01	0.11±0.01	0.32±0.03	20.3±1.8	99.6±8.8	24.9±2.2
19	Soil	193.5± 19.4	18.2± 0.9	28.8± 2.9	69.7±5.7	0.19±0.02	0.19±0.02	0.5±0.04	32.4±2.7	158.9±13. 2	39.7±3.3
20	Soil	315.8± 31.6	9.7± 0.5	20.7± 2.1	58.8±5.2	0.16±0.01	0.16±0.01	0.45±0.04	28.7±2.6	140.8±12. 8	35.2±3.2
21	Soil	94.8± 9.5	11± 0.6	17.7± 1.8	40.7±3.4	0.11±0.01	0.11±0.01	0.29±0.02	18.8±1.6	92.2±7.8	23.1±2
22	Soil	307.5± 30.7	12.3± 0.6	21.9± 2.2	63.1±5.4	0.17±0.01	0.17±0.01	0.47±0.04	30.5±2.7	149.6±13. 2	37.4±3.3
23	Soil	153.6± 15.4	15.5± 0.8	22.8± 2.3	56.8±4.6	0.15±0.01	0.15±0.01	0.41±0.03	26.3±2.2	129±10.8	32.3±2.7
24	Soil	132.3± 13.2	15.6± 0.8	4.2± 0.2	36.7±2.4	0.1±0.01	0.1±0.01	0.27±0.02	16.9±1.1	82.9±5.4	20.7±1.3
25	Soil	137.7± 13.8	16.9± 0.8	6± 0.3	40.7±2.5	0.11±0.01	0.11±0.01	0.3±0.02	18.8±1.2	92.2±5.9	23.1±1.5
26	Soil	157.8± 15.8	14.5± 0.7	23.2± 2.3	56.1±4.5	0.15±0.01	0.15±0.01	0.4±0.03	26.1±2.1	128±10.3	32±2.6
27	Sediment	152± 15.2	8.3± 0.4	4.4± 0.2	27.9±1.9	0.08±0.01	0.08±0.01	0.21±0.02	13.4±1	65.7±4.9	16.4±1.2
28	Sediment	139.3± 13.9	8.1± 0.4	4.8± 0.2	27.1±1.8	0.07±0	0.07±0	0.21±0.01	13±0.9	63.8±4.4	15.9±1.1
29	Soil	130.5± 13	13.7± 0.7	7± 0.4	36.6±2.4	0.1±0.01	0.1±0.01	0.27±0.02	17±1.2	83.4±5.9	20.8±1.5
30	Soil	131.7± 13.2	7.5± 0.4	4.4± 0.2	25.2±1.8	0.07±0	0.07±0	0.19±0.01	12.1±0.9	59.4±4.4	14.8±1.1
31	Soil	142.6± 14.3	12.5± 0.6	6.9± 0.3	35.7±2.3	0.1±0.01	0.1±0.01	0.27±0.02	16.7±1.1	81.9±5.4	20.5±1.3
32	Soil	165.7± 16.6	9.5± 0.5	4.9± 0.2	31.2±2.2	0.08±0.01	0.08±0.01	0.24±0.02	15±1.1	73.6±5.4	18.4±1.3
33	Sediment	73.4± 7.3	3.6± 0.2	2.4± 0.1	13.2±0.9	0.04±0	0.04±0	0.1±0.01	6.4±0.5	31.4±2.5	7.8±0.6
34	Soil	72.5± 7.3	6.8± 0.3	4± 0.2	19.3±1.2	0.05±0	0.05±0	0.14±0.01	9±0.6	44.2±2.9	11±0.7
35	Soil	124.1± 12.4	18.3± 0.9	6.5± 0.3	42.2±2.5	0.11±0.01	0.11±0.01	0.31±0.02	19.3±1.2	94.7±5.9	23.7±1.5
36	Soil	125.9± 12.6	28.9± 1.4	6.5± 0.3	57.5±3.3	0.16±0.01	0.16±0.01	0.42±0.02	25.7±1.5	126.1±7.4	31.5±1.8



37	Soil	168.7±16.9	16±0.8	3.8±0.2	39.6±2.6	0.11±0.01	0.11±0.01	0.3±0.02	18.5±1.3	90.8±6.4	22.7±1.6
38	Soil	146.5±14.7	8.3±0.4	6.2±0.3	29.3±2	0.08±0.01	0.08±0.01	0.22±0.02	14±1	68.7±4.9	17.2±1.2
39	Soil	120.4±12	10.2±0.5	6.9±0.3	30.7±1.9	0.08±0.01	0.08±0.01	0.23±0.02	14.4±0.9	70.6±4.4	17.7±1.1
40	Soil	90.7±9.1	36.5±1.8	15.9±0.8	75±4.1	0.2±0.01	0.2±0.01	0.53±0.03	33.2±1.8	162.9±8.8	40.7±2.2
41	Soil	348.9±34.9	7±0.4	8.5±0.4	45.3±3.7	0.12±0.01	0.12±0.01	0.36±0.03	22.8±1.9	111.8±9.3	28±2.3
42	Soil	139.3±13.9	17.9±0.9	8±0.4	44.3±2.8	0.12±0.01	0.12±0.01	0.33±0.02	20.4±1.3	100.1±6.4	25±1.6
43	Soil	129.9±13	12.8±0.6	7±0.4	35.3±2.3	0.1±0.01	0.1±0.01	0.26±0.02	16.4±1.1	80.5±5.4	20.1±1.3
44	Soil	283.7±28.4	8.5±0.4	8.4±0.4	42.4±3.2	0.11±0.01	0.11±0.01	0.33±0.03	20.9±1.6	102.5±7.8	25.6±2
45	Soil	312.5±31.3	8.1±0.4	9.5±0.5	45.1±3.5	0.12±0.01	0.12±0.01	0.35±0.03	22.4±1.8	109.9±8.8	27.5±2.2
46	Soil	278.5±27.9	20±1	24.1±1.2	74.1±4.8	0.2±0.01	0.2±0.01	0.55±0.04	34.9±2.3	171.2±11.3	42.8±2.8
47	Soil	243.3±24.3	10.7±0.5	11.4±0.6	45.4±3.2	0.12±0.01	0.12±0.01	0.35±0.03	21.9±1.6	107.4±7.8	26.9±2
48	Soil	324.6±32.5	7.9±0.4	7.7±0.4	44±3.5	0.12±0.01	0.12±0.01	0.35±0.03	22±1.8	107.9±8.8	27±2.2
49	Sediment	373.2±37.3	12.7±0.6	13.8±0.7	60.7±4.4	0.16±0.01	0.16±0.01	0.47±0.04	29.7±2.3	145.7±11.3	36.4±2.8
50	Sediment	324.6±32.5	12.6±0.6	6.1±0.3	49.1±3.7	0.13±0.01	0.13±0.01	0.38±0.03	24.1±1.9	118.2±9.3	29.6±2.3
51	Sediment	336.8±33.7	16.8±0.8	13.8±0.7	63.7±4.4	0.17±0.01	0.17±0.01	0.48±0.04	30.7±2.2	150.6±10.8	37.7±2.7
52	Sediment	246.1±24.6	69±3.5	40.9±2	158.4±8.9	0.43±0.02	0.43±0.02	1.13±0.06	70.9±4.1	347.8±20.1	87±5
53	Soil	147.5±14.7	4±0.2	2.7±0.1	19.8±1.5	0.05±0	0.05±0	0.16±0.01	9.9±0.8	48.6±3.9	12.1±1
54	Sediment	330.7±33.1	16.8±0.8	15.7±0.8	65.1±4.5	0.18±0.01	0.18±0.01	0.49±0.04	31.3±2.2	153.5±10.8	38.4±2.7
55	Sediment	339.8±34	17.8±0.9	27.1±1.4	78.7±5.3	0.21±0.01	0.21±0.01	0.59±0.04	37.5±2.6	184±12.8	46±3.2
56	Sediment	361±36.1	14.9±0.7	14±0.7	63.1±4.5	0.17±0.01	0.17±0.01	0.48±0.04	30.6±2.3	150.1±11.3	37.5±2.8
57	Soil	370.1±37	12.5±0.6	12.7±0.6	59±4.3	0.16±0.01	0.16±0.01	0.46±0.03	29±2.2	142.3±10.8	35.6±2.7
58	Sediment	278.5±27.9	14.4±0.7	12.9±0.6	54.9±3.7	0.15±0.01	0.15±0.01	0.42±0.03	26.4±1.9	129.5±9.3	32.4±2.3
59	Soil	324.6±32.5	13.2±0.7	11.1±0.6	54.9±4.1	0.15±0.01	0.15±0.01	0.42±0.03	26.7±2.1	131±10.3	32.7±2.6
60	Soil	191.4±19.1	11.4±0.6	9.9±0.5	40.9±2.8	0.11±0.01	0.11±0.01	0.31±0.02	19.5±1.4	95.7±6.9	23.9±1.7
61	Soil	245.8±24.6	16.6±0.8	13.8±0.7	56.4±3.7	0.15±0.01	0.15±0.01	0.42±0.03	26.7±1.8	131±8.8	32.7±2.2
62	Soil	196.6±19.7	17.2±0.9	14.7±0.7	54.4±3.5	0.15±0.01	0.15±0.01	0.4±0.03	25.4±1.7	124.6±8.3	31.2±2.1
63	Soil	267±26.7	21.8±1.1	20.1±1	71.8±4.6	0.19±0.01	0.19±0.01	0.53±0.04	33.7±2.2	165.3±10.8	41.3±2.7
64	Soil	198.1±19.8	19.2±1	20.1±1	62.8±4	0.17±0.01	0.17±0.01	0.46±0.03	29.2±1.9	143.2±9.3	35.8±2.3
65	Soil	273.1±27.3	13.9±0.7	11.5±0.6	52.4±3.7	0.14±0.01	0.14±0.01	0.4±0.03	25.2±1.8	123.6±8.8	30.9±2.2
66	Soil	241.8±24.2	13.5±0.7	12.3±0.6	50.2±3.5	0.14±0.01	0.14±0.01	0.38±0.03	24±1.7	117.7±8.3	29.4±2.1
67	Soil	254.9±25.5	10.2±0.5	11.1±0.6	45.3±3.3	0.12±0.01	0.12±0.01	0.35±0.03	22±1.7	107.9±8.3	27±2.1
68	Sediment	172±17.2	12.9±0.6	9.8±0.5	41.5±2.7	0.11±0.01	0.11±0.01	0.31±0.02	19.5±1.3	95.7±6.4	23.9±1.6
69	Sediment	201.2±20.1	8.1±0.4	12.6±0.6	39.6±2.7	0.11±0.01	0.11±0.01	0.3±0.02	19.2±1.4	94.2±6.9	23.5±1.7
70	Soil	48.5±4.9	3.2±0.2	3.6±0.2	11.9±0.9	0.03±0	0.03±0	0.09±0.01	5.6±0.4	27.5±2	6.9±0.5
71	Soil	292.5±29.2	17.5±0.9	11±0.6	58.5±4.1	0.16±0.01	0.16±0.01	0.44±0.03	27.9±2	136.9±9.8	34.2±2.5
72	Soil	219.1±21.9	18.9±0.9	10.3±0.5	54.2±3.5	0.15±0.01	0.15±0.01	0.4±0.03	25.4±1.7	124.6±8.3	31.2±2.1
73	Sediment	216±21.6	11.6±0.6	17.2±0.9	50.4±3.4	0.14±0.01	0.14±0.01	0.37±0.03	24±1.7	117.7±8.3	29.4±2.1
74	Soil	203.9±20.4	11.5±0.6	10.6±0.5	42.7±2.9	0.12±0.01	0.12±0.01	0.32±0.02	20.4±1.5	100.1±7.4	25±1.8
75	Soil	83.7±8.4	2.1±0.1	2.6±0.1	12±0.9	0.03±0	0.03±0	0.09±0.01	6±0.5	29.4±2.5	7.4±0.6
76	Soil	200.8±20.1	16.2±0.8	12.4±0.6	51±3.3	0.14±0.01	0.14±0.01	0.38±0.03	23.9±1.6	117.2±7.8	29.3±2
77	Sediment	220.6±22.1	9.3±0.5	10.8±0.5	41.1±2.9	0.11±0.01	0.11±0.01	0.31±0.02	19.9±1.5	97.6±7.4	24.4±1.8
78	Sediment	261.2±26.1	8.6±0.4	11.9±0.6	44.3±3.2	0.12±0.01	0.12±0.01	0.34±0.03	21.7±1.6	106.5±7.8	26.6±2

79	Soil	242.4± 24.2	15.5± 0.8	15.5± 0.8	56.3±3.8	0.15±0.01	0.15±0.01	0.42±0.03	26.7±1.9	131±9.3	32.7±2.3
80	Soil	209.6± 21	11.1± 0.6	13.5± 0.7	45.5±3.2	0.12±0.01	0.12±0.01	0.34±0.02	21.7±1.6	106.5±7.8	26.6±2
81	Sediment	216.3± 21.6	7.2± 0.4	4.1± 0.2	31±2.4	0.08±0.01	0.08±0.01	0.24±0.02	15.3±1.2	75.1±5.9	18.8±1.5
82	Sediment	109.2± 10.9	7.9± 0.4	8.9± 0.4	28.6±1.8	0.08±0	0.08±0	0.21±0.01	13.5±0.9	66.2±4.4	16.6±1.1
83	Sediment	148.1± 14.8	4.6± 0.2	4.2± 0.2	22.2±1.6	0.06±0	0.06±0	0.17±0.01	10.9±0.8	53.5±3.9	13.4±1
84	Sediment	57.9± 5.8	3.7± 0.2	4.2± 0.2	13.9±0.9	0.04±0	0.04±0	0.1±0.01	6.6±0.5	32.4±2.5	8.1±0.6
85	Sediment	232.4± 23.2	15.6± 0.8	10.3± 0.5	50.5±3.4	0.14±0.01	0.14±0.01	0.38±0.03	23.9±1.7	117.2±8.3	29.3±2.1
86	Sediment	355± 35.5	21.2± 1.1	14.3± 0.7	71.9±5	0.19±0.01	0.19±0.01	0.54±0.04	34.3±2.5	168.3±12. 3	42.1±3.1
87	Sediment	306.4± 30.6	14± 0.7	10.9± 0.5	54.5±3.9	0.15±0.01	0.15±0.01	0.42±0.03	26.4±1.9	129.5±9.3	32.4±2.3
88	Sediment	315.5± 31.6	18± 0.9	9± 0.4	59±4.1	0.16±0.01	0.16±0.01	0.45±0.03	28.3±2.1	138.8±10. 3	34.7±2.6
89	Sediment	236± 23.6	8± 0.4	6.1± 0.3	35.7±2.7	0.1±0.01	0.1±0.01	0.28±0.02	17.6±1.4	86.3±6.9	21.6±1.7
90	Sediment	84± 8.4	4.3± 0.2	4.7± 0.2	17.3±1.1	0.05±0	0.05±0	0.13±0.01	8.3±0.6	40.7±2.9	10.2±0.7
91	Sediment	330.7± 33.1	19.2± 1	8.7± 0.4	61.6±4.4	0.17±0.01	0.17±0.01	0.47±0.03	29.5±2.2	144.7±10. 8	36.2±2.7
92	Sediment	333.7± 33.4	23.7± 1.2	11.5± 0.6	71±4.9	0.19±0.01	0.19±0.01	0.54±0.04	33.6±2.4	164.8±11. 8	41.2±2.9
93	Sediment	306.4± 30.6	18.9± 0.9	11.2± 0.6	61.8±4.2	0.17±0.01	0.17±0.01	0.47±0.03	29.5±2.1	144.7±10. 3	36.2±2.6
94	Sediment	273.1± 27.3	12.4± 0.6	15± 0.8	53.7±3.8	0.15±0.01	0.15±0.01	0.41±0.03	25.9±1.9	127.1±9.3	31.8±2.3
95	Sediment	309.5± 30.9	17± 0.9	12.1± 0.6	60.2±4.3	0.16±0.01	0.16±0.01	0.46±0.03	28.9±2.1	141.8±10. 3	35.4±2.6
96	Sediment	279.1± 27.9	17.5± 0.9	11.8± 0.6	58.3±4	0.16±0.01	0.16±0.01	0.44±0.03	27.7±2	135.9±9.8	34±2.5
97	Sediment	303.4± 30.3	15.4± 0.8	10.3± 0.5	55.6±4	0.15±0.01	0.15±0.01	0.43±0.03	26.8±2	131.5±9.8	32.9±2.5
98	Sediment	271.8± 27.2	23.8± 1.2	21.1± 1.1	76±4.9	0.21±0.01	0.21±0.01	0.56±0.04	35.5±2.4	174.1±11. 8	43.5±2.9
99	Sediment	192.7± 19.3	28.3± 1.4	24.1± 1.2	79.4±4.7	0.21±0.01	0.21±0.01	0.57±0.04	36.3±2.2	178.1±10. 8	44.5±2.7
100	Sediment	273.7± 27.4	19.8± 1	24.4± 1.2	73.7±4.7	0.2±0.01	0.2±0.01	0.54±0.04	34.7±2.3	170.2±11. 3	42.6±2.8
101	Sediment	189± 18.9	17.1± 0.9	25.4± 2.5	64.4±5.2	0.17±0.01	0.17±0.01	0.47±0.04	30±2.5	147.2±12. 3	36.8±3.1
102	Soil	210.8± 21.1	12.3± 0.6	18.1± 1.8	51.9±4.3	0.14±0.01	0.14±0.01	0.38±0.03	24.6±2.1	120.7±10. 3	30.2±2.6
103	Sediment	119.2± 11.9	2.8± 0.1	5.8± 0.3	19±1.4	0.05±0	0.05±0	0.15±0.01	9.4±0.7	46.1±3.4	11.5±0.9
104	Sediment	218.8± 21.9	14.3± 0.7	14± 0.7	51.3±3.4	0.14±0.01	0.14±0.01	0.38±0.03	24.3±1.7	119.2±8.3	29.8±2.1
105	Sediment	135.9± 13.6	9.4± 0.5	9.9± 0.5	33.8±2.3	0.09±0.01	0.09±0.01	0.25±0.02	16±1.1	78.5±5.4	19.6±1.3
106	Soil	282.2± 28.2	12.9± 0.6	10.2± 0.5	50.3±3.5	0.14±0.01	0.14±0.01	0.39±0.03	24.4±1.8	119.7±8.8	29.9±2.2
107	Soil	199.9± 20	12.8± 0.6	8.5± 0.4	42.2±2.8	0.11±0.01	0.11±0.01	0.32±0.02	20.1±1.4	98.6±6.9	24.7±1.7
108	Sediment	131.1± 13.1	14.7± 0.7	43.1± 2.2	74.2±4.2	0.2±0.01	0.2±0.01	0.52±0.03	34.3±2	168.3±9.8	42.1±2.5
109	Soil	165.4± 16.5	18.5± 0.9	7.6± 0.4	46.8±3	0.13±0.01	0.13±0.01	0.35±0.02	21.6±1.4	106±6.9	26.5±1.7
110	Soil	226.9± 22.7	14.2± 0.7	9.2± 0.5	46.9±3.2	0.13±0.01	0.13±0.01	0.35±0.03	22.4±1.6	109.9±7.8	27.5±2
111	Soil	301.6± 30.2	19.2± 1	12.2± 0.6	62.8±4.4	0.17±0.01	0.17±0.01	0.47±0.03	29.9±2.1	146.7±10. 3	36.7±2.6
112	Soil	176.3± 17.6	9.2± 0.5	6.8± 0.3	33.5±2.4	0.09±0.01	0.09±0.01	0.25±0.02	16.1±1.2	79±5.9	19.7±1.5
113	Soil	215.1± 21.5	14.8± 0.7	12.4± 0.6	50.1±3.3	0.14±0.01	0.14±0.01	0.37±0.03	23.7±1.6	116.3±7.8	29.1±2
114	Soil	342.8± 34.3	10.2± 0.5	9.1± 0.5	50±3.9	0.14±0.01	0.14±0.01	0.39±0.03	24.8±2	121.7±9.8	30.4±2.5
115	Sediment	115.3± 11.5	5.9± 0.3	7± 0.4	24.3±1.7	0.07±0	0.07±0	0.18±0.01	11.6±0.8	56.9±3.9	14.2±1
116	Soil	294± 29.4	23.1± 1.2	13.8± 0.7	69.4±4.7	0.19±0.01	0.19±0.01	0.52±0.04	32.7±2.3	160.4±11. 3	40.1±2.8
117	Soil	306.4± 30.6	15.6± 0.8	11.2± 0.6	57.1±4.1	0.15±0.01	0.15±0.01	0.43±0.03	27.5±2	134.9±9.8	33.7±2.5
118	Soil	244.5± 24.5	16.7± 0.8	11.3± 0.6	54±3.6	0.15±0.01	0.15±0.01	0.41±0.03	25.6±1.8	125.6±8.8	31.4±2.2
119	Soil	207.2± 20.7	12.6± 0.6	9.1± 0.5	43±2.9	0.12±0.01	0.12±0.01	0.33±0.02	20.5±1.5	100.6±7.4	25.1±1.8
120	Soil	265.8± 26.6	18.9± 0.9	14.4± 0.7	61.8±4	0.17±0.01	0.17±0.01	0.46±0.03	29.2±2	143.2±9.8	35.8±2.5

121	Sediment	111.3± 11.1	10.7± 0.5	20.3± 1	44.1±2.6	0.12±0.01	0.12±0.01	0.32±0.02	20.5±1.2	100.6±5.9	25.1±1.5
122	Soil	306.4± 30.6	20.5± 1	14.2± 0.7	67.1±4.5	0.18±0.01	0.18±0.01	0.5±0.04	31.8±2.2	156±10.8	39±2.7
123	Soil	270.6± 27.1	7.2± 0.4	13.9± 0.7	45±3.4	0.12±0.01	0.12±0.01	0.34±0.03	22.1±1.7	108.4±8.3	27.1±2.1
124	Soil	406.6± 40.7	15± 0.8	21.3± 1.1	74±5.4	0.2±0.01	0.2±0.01	0.56±0.04	36±2.7	176.6±13. 2	44.2±3.3
125	Soil	315.5± 31.6	41.1± 2.1	20± 1	103±6.4	0.28±0.02	0.28±0.02	0.75±0.05	47.3±3.1	232±15.2	58±3.8
126	Sediment	280.9± 28.1	18.2± 0.9	18.5± 0.9	66.1±4.3	0.18±0.01	0.18±0.01	0.49±0.03	31.3±2.1	153.5±10. 3	38.4±2.6
127	Soil	306.4± 30.6	18.4± 0.9	12.3± 0.6	62.2±4.2	0.17±0.01	0.17±0.01	0.47±0.03	29.7±2.1	145.7±10. 3	36.4±2.6
128	Soil	189.6± 19	11.1± 0.6	8.6± 0.4	39±2.7	0.11±0.01	0.11±0.01	0.29±0.02	18.6±1.3	91.2±6.4	22.8±1.6
129	Soil	221.8± 22.2	14.6± 0.7	10.6± 0.5	48.5±3.2	0.13±0.01	0.13±0.01	0.36±0.03	23±1.6	112.8±7.8	28.2±2
130	Sediment	149.6± 15	9.5± 0.5	9.3± 0.5	34.4±2.4	0.09±0.01	0.09±0.01	0.26±0.02	16.3±1.2	80±5.9	20±1.5
131	Sediment	282.2± 28.2	16.8± 0.8	22.4± 1.1	68.1±4.4	0.18±0.01	0.18±0.01	0.51±0.03	32.3±2.2	158.5±10. 8	39.6±2.7
132	Sediment	215.2± 21.5	16.5± 0.8	18.6± 1.9	58.7±4.7	0.16±0.01	0.16±0.01	0.43±0.04	27.6±2.3	135.4±11. 3	33.8±2.8
133	Soil	261.8± 26.2	7.2± 0.4	10.1± 1	40.5±3.6	0.11±0.01	0.11±0.01	0.31±0.03	20±1.8	98.1±8.8	24.5±2.2
134	Sediment	178.7± 17.9	23.3± 1.2	24.9± 1.2	71.9±4.3	0.19±0.01	0.19±0.01	0.52±0.03	33.1±2	162.4±9.8	40.6±2.5
135	Sediment	229.1± 22.9	18.5± 0.9	20.1± 1	64.2±4	0.17±0.01	0.17±0.01	0.47±0.03	30.1±2	147.7±9.8	36.9±2.5
136	Sediment	222.4± 22.2	16.7± 0.8	16.5± 0.8	57.5±3.7	0.16±0.01	0.16±0.01	0.43±0.03	27.1±1.8	132.9±8.8	33.2±2.2
137	Sediment	237.6± 23.8	22.4± 1.1	39.2± 2	89.5±5.4	0.24±0.01	0.24±0.01	0.64±0.04	41.6±2.6	204.1±12. 8	51±3.2
138	Sediment	188.7± 18.9	14.6± 0.7	16.5± 0.8	51.9±3.3	0.14±0.01	0.14±0.01	0.38±0.03	24.4±1.6	119.7±7.8	29.9±2
139	Sediment	211.2± 21.1	18.7± 0.9	15.8± 0.8	58.8±3.7	0.16±0.01	0.16±0.01	0.43±0.03	27.5±1.8	134.9±8.8	33.7±2.2
140	Sediment	153.8± 15.4	14.8± 0.7	12.6± 0.6	45.6±2.8	0.12±0.01	0.12±0.01	0.33±0.02	21.2±1.3	104±6.4	26±1.6
141	Sediment	153.2± 15.3	9.9± 0.5	97.5± 4.9	123.4±6.8	0.33±0.02	0.33±0.02	0.85±0.05	57.5±3.2	282.1±15. 7	70.5±3.9
142	Sediment	170.8± 17.1	14.5± 0.7	9.7± 0.5	43.6±2.8	0.12±0.01	0.12±0.01	0.32±0.02	20.4±1.4	100.1±6.9	25±1.7
143	Sediment	147.8± 14.8	22.3± 1.1	20.3± 1	63.5±3.7	0.17±0.01	0.17±0.01	0.46±0.03	29.1±1.7	142.8±8.3	35.7±2.1
144	Sediment	197.5± 19.8	14.9± 0.7	11.1± 0.6	47.6±3.1	0.13±0.01	0.13±0.01	0.35±0.02	22.4±1.5	109.9±7.4	27.5±1.8
145	Sediment	168.7± 16.9	12.8± 0.6	10.3± 0.5	41.6±2.7	0.11±0.01	0.11±0.01	0.31±0.02	19.6±1.3	96.1±6.4	24±1.6
146	Sediment	167.2± 16.7	18.2± 0.9	14.3± 0.7	53.2±3.3	0.14±0.01	0.14±0.01	0.39±0.02	24.6±1.6	120.7±7.8	30.2±2
147	Sediment	220.9± 22.1	20.5± 1	15.5± 0.8	61.8±3.9	0.17±0.01	0.17±0.01	0.46±0.03	28.8±1.9	141.3±9.3	35.3±2.3
148	Sediment	235.1± 23.5	23.3± 1.2	16.9± 0.8	68.3±4.3	0.18±0.01	0.18±0.01	0.5±0.03	31.8±2.1	156±10.3	39±2.6
149	Sediment	228± 22.8	11.6± 0.6	21± 2.1	55.1±4.7	0.15±0.01	0.15±0.01	0.41±0.04	26.3±2.3	129±11.3	32.3±2.8
150	Soil	244.2± 24.4	18.9± 0.9	19.9± 2	65.7±5.2	0.18±0.01	0.18±0.01	0.48±0.04	30.9±2.5	151.6±12. 3	37.9±3.1
151	Sediment	222.4± 22.2	23.5± 1.2	16± 0.8	66.7±4.2	0.18±0.01	0.18±0.01	0.49±0.03	30.9±2	151.6±9.8	37.9±2.5
152	Sediment	232± 23.2	16.9± 0.8	19.8± 2	61.8±4.9	0.17±0.01	0.17±0.01	0.46±0.04	29.1±2.4	142.8±11. 8	35.7±2.9
153	Soil	251.9± 25.2	12.2± 0.6	14.5± 1.5	51.3±4.3	0.14±0.01	0.14±0.01	0.39±0.03	24.6±2.1	120.7±10. 3	30.2±2.6
154	Sediment	264.3± 26.4	32.5± 1.6	19.1± 1	85.9±5.3	0.23±0.01	0.23±0.01	0.63±0.04	39.6±2.5	194.3±12. 3	48.6±3.1
155	Soil	230.7± 23.1	12.2± 0.6	23.1± 2.3	58.3±4.9	0.16±0.01	0.16±0.01	0.43±0.04	27.7±2.4	135.9±11. 8	34±2.9
156	Sediment	169± 16.9	16.3± 0.8	9.3± 0.5	45.6±2.9	0.12±0.01	0.12±0.01	0.34±0.02	21.2±1.4	104±6.9	26±1.7
157	Sediment	98± 9.8	5.5± 0.3	4.9± 0.2	20.3±1.4	0.05±0	0.05±0	0.15±0.01	9.7±0.7	47.6±3.4	11.9±0.9
158	Sediment	139± 13.9	12.6± 0.6	9.9± 0.5	38.6±2.4	0.1±0.01	0.1±0.01	0.28±0.02	18±1.2	88.3±5.9	22.1±1.5
159	Sediment	288.8± 28.9	24.4± 1.2	17.8± 0.9	74.9±4.8	0.2±0.01	0.2±0.01	0.55±0.04	35.1±2.4	172.2±11. 8	43±2.9
160	Sediment	164.7± 16.5	21± 1	14.3± 0.7	57±3.4	0.15±0.01	0.15±0.01	0.41±0.03	26.2±1.6	128.5±7.8	32.1±2
161	Sediment	227.9± 22.8	15.9± 0.8	11.4± 0.6	51.6±3.5	0.14±0.01	0.14±0.01	0.39±0.03	24.4±1.7	119.7±8.3	29.9±2.1
162	Sediment	135.6± 13.6	11.4± 0.6	8.2± 0.4	34.9±2.3	0.09±0.01	0.09±0.01	0.26±0.02	16.4±1.1	80.5±5.4	20.1±1.3

163	Sediment	267.6± 26.8	24.2± 1.2	17.3± 0.9	72.5±4.7	0.2±0.01	0.2±0.01	0.54±0.04	33.8±2.3	165.8±11. 3	41.5±2.8
164	Sediment	228.5± 22.8	46± 2.3	13.4± 0.7	96.7±5.7	0.26±0.02	0.26±0.02	0.7±0.04	43.6±2.7	213.9±13. 2	53.5±3.3
165	Sediment	244.5± 24.5	24.7± 1.2	13.5± 0.7	67.6±4.3	0.18±0.01	0.18±0.01	0.5±0.03	31.4±2.1	154±10.3	38.5±2.6
166	Sediment	217.8± 21.8	22.1± 1.1	13.1± 0.7	61.4±3.9	0.17±0.01	0.17±0.01	0.45±0.03	28.5±1.9	139.8±9.3	35±2.3
167	Sediment	216± 21.6	22± 1.1	12.9± 0.6	60.9±3.8	0.16±0.01	0.16±0.01	0.45±0.03	28.3±1.8	138.8±8.8	34.7±2.2
168	Sediment	297.3± 29.7	24.9± 1.2	20.1± 1	78.5±5	0.21±0.01	0.21±0.01	0.58±0.04	36.8±2.4	180.5±11. 8	45.1±2.9
169	Sediment	185.1± 18.5	19.3± 1	31.6± 3.2	73.4±6.1	0.2±0.02	0.2±0.02	0.53±0.04	34±2.9	166.8±14. 2	41.7±3.6
170	Sediment	130.7± 13.1	9± 0.5	8.7± 0.9	31.6±2.6	0.09±0.01	0.09±0.01	0.24±0.02	14.9±1.3	73.1±6.4	18.3±1.6
171	Sediment	241.9± 24.2	16.2± 0.8	18.1± 1.8	59.9±4.8	0.16±0.01	0.16±0.01	0.44±0.04	28.3±2.3	138.8±11. 3	34.7±2.8
172	Soil	321.3± 32.1	14.1± 0.7	17.7± 1.8	62.6±5.3	0.17±0.01	0.17±0.01	0.47±0.04	30.2±2.6	148.1±12. 8	37±3.2
173	Sediment	297.3± 29.7	5.5± 0.3	9.3± 0.9	40±3.6	0.11±0.01	0.11±0.01	0.32±0.03	20.1±1.8	98.6±8.8	24.7±2.2
174	Sediment	237.6± 23.8	10.1± 0.5	14.9± 1.5	47.6±4	0.13±0.01	0.13±0.01	0.36±0.03	23±2	112.8±9.8	28.2±2.5
175	Sediment	480.7± 48.1	12± 0.6	16± 1.6	70.1±6.2	0.19±0.02	0.19±0.02	0.55±0.05	34.8±3.1	170.7±15. 2	42.7±3.8

## ПРИЛОЖЕНИЕ 2

Таблица 0-2: полученные результаты радиоактивности и радиэкологические параметры морских отложений вдоль египетских прибрежных районов Красного моря

ID	Place	K-40	Th-232	U-238	Ra <sub>eq</sub>	H <sub>ex</sub>	H <sub>in</sub>	I <sub>g</sub>	D	AED <sub>in</sub>	AED <sub>out</sub>
1	1SS	263.956	7.398	34.804	65.677	0.178	0.272	0.482	31.634	155.184	38.796
2	2SS	533.981	11.097	23.617	80.545	0.218	0.282	0.624	40.041	196.424	49.106
3	3SS	452.063	17.262	28.589	88.023	0.238	0.315	0.665	42.621	209.082	52.270
4	1NGH	21.238	0.411	37.290	39.511	0.107	0.208	0.267	18.368	90.108	22.527
5	2NGH	21.238	0.822	36.047	38.855	0.105	0.202	0.263	18.042	88.508	22.127
6	1WD	97.087	2.877	33.561	45.139	0.122	0.213	0.317	21.321	104.591	26.148
7	3WD	273.058	8.220	12.430	45.177	0.122	0.156	0.347	22.176	108.787	27.197
8	4WD	306.432	5.754	8.701	40.493	0.109	0.133	0.320	20.365	99.905	24.976
9	1Q	209.345	10.686	18.645	50.014	0.135	0.186	0.371	23.861	117.052	29.263
10	2Q	197.209	2.877	24.860	44.140	0.119	0.186	0.326	21.506	105.499	26.375
11	1SQ	373.180	19.728	32.318	89.207	0.241	0.328	0.662	42.520	208.587	52.147
12	2SQ	467.233	23.838	32.318	102.313	0.277	0.364	0.765	48.953	240.143	60.036
13	3SQ	376.214	28.770	48.477	118.517	0.320	0.451	0.862	55.574	272.626	68.157
14	GH1	191.141	6.165	29.832	53.342	0.144	0.225	0.388	25.534	125.260	31.315
15	GH5	188.107	23.427	33.561	81.498	0.220	0.311	0.583	37.556	184.233	46.058
16	1ND	142.597	3.699	28.589	44.842	0.121	0.198	0.323	21.431	105.134	26.284
17	2ND	212.379	4.521	18.645	41.440	0.112	0.162	0.311	20.265	99.410	24.853
18	3ND	185.073	4.110	22.374	42.482	0.115	0.175	0.314	20.592	101.018	25.254
19	4ND	157.767	2.877	26.103	42.349	0.114	0.185	0.308	20.424	100.190	25.047
20	1LH	78.883	1.233	37.290	45.120	0.122	0.223	0.314	21.286	104.420	26.105
21	2LH	66.748	1.233	38.533	45.429	0.123	0.227	0.314	21.350	104.737	26.184
22	3LH	172.937	7.398	29.832	53.704	0.145	0.226	0.388	25.514	125.162	31.291
23	1H	288.228	11.919	17.402	56.601	0.153	0.200	0.427	27.344	134.141	33.535
24	2H	254.854	4.110	4.972	30.448	0.082	0.096	0.244	15.483	75.955	18.989
25	1NQ	270.024	11.508	31.075	68.286	0.185	0.269	0.502	32.649	160.161	40.040
26	3NQ	18.204	2.055	41.019	45.355	0.123	0.233	0.306	20.957	102.805	25.701
27	4NQ	233.617	8.220	37.290	67.004	0.181	0.282	0.487	32.005	157.003	39.251
28	5NQ	297.330	10.275	34.804	72.354	0.196	0.290	0.533	34.773	170.585	42.646
29	6NQ	266.990	10.275	43.505	78.722	0.213	0.330	0.571	37.519	184.054	46.013
30	1MH	239.684	13.563	16.159	53.972	0.146	0.190	0.403	25.724	126.193	31.548
31	2MH	439.927	10.275	12.430	60.949	0.165	0.198	0.479	30.426	149.256	37.314

32	3MH	430.825	5.754	12.430	53.790	0.145	0.179	0.428	27.313	133.985	33.496
33	Shale	807.039	49.320	33.561	166.098	0.449	0.540	1.255	79.190	388.475	97.119
34	Viers	512.743	49.731	41.019	151.505	0.409	0.520	1.113	70.523	345.960	86.490
35	UCC	705.223	43.155	33.561	149.459	0.404	0.495	1.125	71.190	349.231	87.308
36	Basal sed	348.908	9.864	52.206	93.137	0.252	0.393	0.679	44.731	219.434	54.858

### ПРИЛОЖЕНИЕ 3

Таблица 0-3: полученные результаты радиоактивности и радиэкологические параметры  
морских отложений вдоль египетских прибрежных районов Средиземного моря

ID	Place	K-40	Th-232	U-238	Raeq	Hex	Hin	I_g	D	AEDin	AEDout
1	Ras_Elbar	84.3	4.9	4.8	18.3	4.95E-02	6.25E-02	1.38E-01	8.7	42.9	10.7
2	Ras_Elbar	84.6	4.5	2.5	15.5	4.18E-02	4.85E-02	1.18E-01	7.4	36.5	9.1
3	Ras_Elbar	75.2	18.5	5.0	37.2	1.00E-01	1.14E-01	2.68E-01	16.6	81.6	20.4
4	Ras_Elbar	83.7	4.5	3.3	16.2	4.38E-02	5.27E-02	1.23E-01	7.8	38.1	9.5
5	Ras_Elbar	133.8	5.1	2.7	20.3	5.49E-02	6.23E-02	1.58E-01	10.0	48.9	12.2
6	Ras_Elbar	127.4	8.5	3.6	25.5	6.89E-02	7.87E-02	1.94E-01	12.1	59.5	14.9
7	Ras_Elbar	236.3	6.0	4.3	31.0	8.39E-02	9.55E-02	2.46E-01	15.5	76.2	19.0
8	Ras_Elbar	182.6	8.6	7.0	33.3	9.01E-02	1.09E-01	2.54E-01	16.1	79.0	19.7
9	Ras_Elbar	214.8	7.0	5.1	31.6	8.54E-02	9.92E-02	2.47E-01	15.6	76.5	19.1
10	Ras_Elbar	172.6	3.6	2.7	21.2	5.72E-02	6.46E-02	1.69E-01	10.7	52.5	13.1
11	Ras_Elbar	351.9	10.3	6.1	47.8	1.29E-01	1.46E-01	3.78E-01	23.8	116.8	29.2
12	Ras_Elbar	342.8	9.5	5.5	45.3	1.23E-01	1.37E-01	3.60E-01	22.6	111.0	27.8
13	Ras_Elbar	318.6	5.6	4.0	36.5	9.87E-02	1.09E-01	2.95E-01	18.6	91.3	22.8
14	Ras_Elbar	203.3	3.9	3.3	24.5	6.62E-02	7.51E-02	1.97E-01	12.4	60.9	15.2
15	Ras_Elbar	339.8	6.0	4.0	38.7	1.05E-01	1.15E-01	3.13E-01	19.7	96.8	24.2
16	Ras_Elbar	330.7	10.6	7.1	47.6	1.29E-01	1.48E-01	3.73E-01	23.5	115.5	28.9
17	Ras_Elbar	330.7	7.0	6.2	41.6	1.13E-01	1.29E-01	3.32E-01	21.0	102.9	25.7
18	Ras_Elbar	291.3	5.2	4.2	34.0	9.20E-02	1.03E-01	2.74E-01	17.3	84.9	21.2
19	Ras_Elbar	269.7	9.5	6.3	40.6	1.10E-01	1.27E-01	3.17E-01	20.0	97.9	24.5
20	Ras_Elbar	315.5	6.1	5.5	38.4	1.04E-01	1.19E-01	3.08E-01	19.5	95.4	23.9
21	Ras_Elbar	245.8	6.4	5.0	33.0	8.93E-02	1.03E-01	2.61E-01	16.5	80.9	20.2
22	Ras_Elbar	303.4	5.7	4.2	35.7	9.64E-02	1.08E-01	2.87E-01	18.1	88.9	22.2
23	Ras_Elbar	433.9	7.6	5.6	49.9	1.35E-01	1.50E-01	4.03E-01	25.4	124.7	31.2
24	Ras_Elbar	279.1	8.8	5.2	39.2	1.06E-01	1.20E-01	3.08E-01	19.4	95.3	23.8
25	Ras_Elbar	281.3	22.2	10.6	63.9	1.73E-01	2.01E-01	4.80E-01	30.1	147.7	36.9
26	Ras_Elbar	216.0	16.2	10.9	50.7	1.37E-01	1.67E-01	3.79E-01	23.9	117.4	29.4
27	Ras_Elbar	256.4	8.0	6.5	37.6	1.02E-01	1.19E-01	2.94E-01	18.6	91.2	22.8
28	Ras_Elbar	102.2	3.1	3.0	15.3	4.14E-02	4.94E-02	1.19E-01	7.6	37.1	9.3
29	Ras_Elbar	260.6	10.0	6.2	40.5	1.09E-01	1.26E-01	3.15E-01	19.8	97.2	24.3
30	Ras_Elbar	270.9	9.2	5.0	39.0	1.05E-01	1.19E-01	3.06E-01	19.3	94.5	23.6
31	Ras_Elbar	342.8	5.6	3.9	38.3	1.03E-01	1.14E-01	3.11E-01	19.6	96.1	24.0

32	Ras_Elbar	288.2	5.8	4.3	34.7	9.37E-02	1.05E-01	2.78E-01	17.6	86.1	21.5
33	Ras_Elbar	262.1	10.5	8.9	44.1	1.19E-01	1.43E-01	3.40E-01	21.5	105.5	26.4
34	Ras_Elbar	192.7	19.7	8.1	51.1	1.38E-01	1.60E-01	3.80E-01	23.7	116.5	29.1
35	Ras_Elbar	309.5	14.4	8.6	52.9	1.43E-01	1.66E-01	4.07E-01	25.6	125.8	31.5
36	Ras_Elbar	315.5	24.2	13.1	72.0	1.94E-01	2.30E-01	5.40E-01	33.9	166.4	41.6
37	Ras_Elbar	171.4	15.2	10.7	45.6	1.23E-01	1.52E-01	3.38E-01	21.3	104.6	26.2
38	Ras_Elbar	268.5	10.9	6.0	42.2	1.14E-01	1.30E-01	3.28E-01	20.6	101.1	25.3
39	Ras_Elbar	223.9	13.4	7.0	43.3	1.17E-01	1.36E-01	3.29E-01	20.7	101.5	25.4
40	Ras_Elbar	185.1	263.0	92.0	482.0	1.30E+00	1.55E+00	3.37E+00	209.1	1026.0	256.5
41	Ras_Elbar	223.9	7.0	5.2	32.4	8.76E-02	1.02E-01	2.54E-01	16.0	78.7	19.7
42	Ras_Elbar	171.4	349.3	157.9	670.1	1.81E+00	2.24E+00	4.66E+00	291.1	1428.2	357.1
43	Ras_Elbar	128.6	10.3	8.9	33.5	9.06E-02	1.15E-01	2.48E-01	15.7	77.2	19.3
44	Ras_Elbar	182.9	7.0	5.3	29.4	7.95E-02	9.39E-02	2.27E-01	14.4	70.5	17.6
45	Ras_Elbar	247.0	9.5	4.4	36.9	9.96E-02	1.11E-01	2.88E-01	18.1	88.8	22.2
46	Ras_Elbar	109.8	15.6	17.4	48.2	1.30E-01	1.77E-01	3.45E-01	22.1	108.3	27.1
47	Ras_Elbar	186.9	9.9	4.8	33.3	9.00E-02	1.03E-01	2.56E-01	16.0	78.7	19.7
48	Ras_Elbar	172.6	13.4	7.0	39.4	1.06E-01	1.25E-01	2.95E-01	18.6	91.0	22.8
49	Ras_Elbar	176.6	8.1	4.8	30.1	8.12E-02	9.43E-02	2.31E-01	14.6	71.5	17.9
50	Ras_Elbar	253.6	9.9	4.5	38.1	1.03E-01	1.15E-01	2.98E-01	18.7	91.6	22.9
51	Ras_Elbar	142.3	6.2	4.8	24.7	6.67E-02	7.96E-02	1.89E-01	12.0	58.7	14.7
52	Ras_Elbar	187.5	7.6	3.1	28.4	7.68E-02	8.50E-02	2.22E-01	13.9	68.2	17.1
53	Ras_Elbar	181.7	5.7	3.6	25.7	6.94E-02	7.92E-02	2.02E-01	12.7	62.4	15.6
54	Ras_Elbar	216.0	15.8	7.8	47.0	1.27E-01	1.48E-01	3.54E-01	22.2	109.0	27.3
55	Ras_Elbar	309.5	14.6	9.4	54.1	1.46E-01	1.72E-01	4.15E-01	26.2	128.4	32.1
56	Ras_Elbar	268.5	16.6	21.5	65.9	1.78E-01	2.36E-01	4.88E-01	31.2	153.3	38.3
57	Ras_Elbar	295.5	4.3	3.2	32.1	8.68E-02	9.56E-02	2.62E-01	16.5	81.0	20.2
58	Ras_Elbar	297.6	4.4	5.5	34.6	9.36E-02	1.08E-01	2.79E-01	17.7	86.7	21.7
59	Elbrullus	72.5	15.6	10.7	38.6	1.04E-01	1.33E-01	2.76E-01	17.4	85.4	21.4
60	Elbrullus	112.0	5.5	4.2	20.8	5.61E-02	6.75E-02	1.58E-01	10.0	49.1	12.3
61	Elbrullus	95.3	5.7	5.5	20.9	5.65E-02	7.13E-02	1.57E-01	10.0	48.8	12.2
62	Elbrullus	75.2	14.4	13.9	40.3	1.09E-01	1.46E-01	2.87E-01	18.3	89.7	22.4
63	Elbrullus	80.7	38.6	37.3	98.7	2.67E-01	3.68E-01	6.89E-01	44.0	215.6	53.9
64	Elbrullus	83.1	8.9	13.1	32.1	8.68E-02	1.22E-01	2.31E-01	14.9	73.0	18.3
65	Elbrullus	51.0	31.6	23.9	73.0	1.97E-01	2.62E-01	5.10E-01	32.3	158.4	39.6
66	Elbrullus	73.4	13.8	15.5	40.9	1.10E-01	1.52E-01	2.90E-01	18.6	91.1	22.8
67	Elbrullus	82.2	76.0	32.3	147.3	3.98E-01	4.85E-01	1.03E+00	64.3	315.5	78.9
68	Elbrullus	229.4	9.0	9.2	39.8	1.07E-01	1.32E-01	3.05E-01	19.3	94.9	23.7



69	Elbrullus	134.1	5.0	5.8	23.3	6.30E-02	7.88E-02	1.78E-01	11.4	55.7	13.9
70	Elbrullus	140.8	2.8	3.4	18.2	4.91E-02	5.82E-02	1.44E-01	9.2	44.9	11.2
71	Elbrullus	78.3	7.2	5.0	21.3	5.75E-02	7.11E-02	1.57E-01	9.9	48.7	12.2
72	Elbrullus	60.4	3.6	2.6	12.3	3.33E-02	4.03E-02	9.32E-02	5.9	28.9	7.2
73	Elbrullus	47.3	3.1	3.0	11.0	2.98E-02	3.79E-02	8.23E-02	5.2	25.6	6.4
74	Elbrullus	88.0	42.3	34.2	101.4	2.74E-01	3.67E-01	7.10E-01	45.1	221.0	55.3
75	Elbrullus	64.6	2.4	2.7	11.1	2.99E-02	3.72E-02	8.48E-02	5.4	26.5	6.6
76	Elbrullus	68.3	8.2	7.6	24.6	6.64E-02	8.69E-02	1.78E-01	11.3	55.6	13.9
77	Elbrullus	178.4	12.2	16.4	47.5	1.28E-01	1.73E-01	3.50E-01	22.4	110.0	27.5
78	Elbrullus	169.9	23.4	18.9	65.4	1.77E-01	2.28E-01	4.73E-01	30.0	147.2	36.8
79	Elbrullus	115.9	17.7	24.5	58.6	1.59E-01	2.25E-01	4.17E-01	26.9	131.7	32.9
80	Elbrullus	181.1	14.0	7.2	41.1	1.11E-01	1.31E-01	3.09E-01	19.4	95.1	23.8
81	Elbrullus	70.1	6.5	7.2	21.9	5.91E-02	7.86E-02	1.60E-01	10.2	50.0	12.5
82	Elbrullus	106.8	4.2	5.8	20.0	5.40E-02	6.98E-02	1.52E-01	9.7	47.5	11.9
83	Elbrullus	101.6	3.0	2.9	15.0	4.05E-02	4.84E-02	1.17E-01	7.4	36.4	9.1
84	Elbrullus	63.4	2.7	2.6	11.4	3.07E-02	3.78E-02	8.68E-02	5.5	27.0	6.8
85	Elbrullus	102.9	2.3	2.4	13.6	3.68E-02	4.32E-02	1.08E-01	6.8	33.5	8.4
86	Elbrullus	110.4	1.9	2.1	13.3	3.58E-02	4.14E-02	1.06E-01	6.7	33.0	8.3
87	Elbrullus	193.3	7.8	8.8	34.8	9.42E-02	1.18E-01	2.66E-01	16.9	83.0	20.7
88	Rashid	272.1	14.4	19.5	61.0	1.65E-01	2.18E-01	4.55E-01	29.1	142.9	35.7
89	Rashid	261.5	14.4	19.4	60.1	1.62E-01	2.15E-01	4.47E-01	28.6	140.5	35.1
90	Rashid	449.0	5.7	5.3	48.0	1.30E-01	1.44E-01	3.92E-01	24.8	121.4	30.4
91	Rashid	151.1	3.7	5.2	22.1	5.98E-02	7.39E-02	1.73E-01	11.0	53.9	13.5
92	Rashid	415.7	5.1	5.2	44.5	1.20E-01	1.34E-01	3.63E-01	22.9	112.6	28.1
93	Rashid	491.5	6.8	6.3	53.9	1.46E-01	1.63E-01	4.38E-01	27.7	135.8	34.0
94	Rashid	48.8	7.0	14.0	27.8	7.51E-02	1.13E-01	1.96E-01	12.8	62.6	15.7
95	Rashid	342.8	4.9	5.0	38.4	1.04E-01	1.17E-01	3.11E-01	19.7	96.5	24.1
96	Rashid	155.3	7.0	4.6	26.5	7.17E-02	8.41E-02	2.04E-01	12.9	63.1	15.8
97	Rashid	161.4	6.6	6.7	28.5	7.71E-02	9.52E-02	2.18E-01	13.9	68.0	17.0
98	Rashid	130.5	4.3	4.2	20.4	5.50E-02	6.63E-02	1.58E-01	10.0	49.1	12.3
99	Rashid	122.9	3.9	3.3	18.3	4.96E-02	5.86E-02	1.43E-01	9.1	44.4	11.1