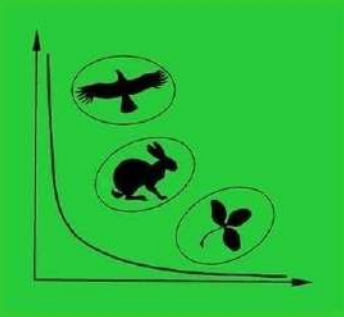
ISSN 2542-2006

Том *Volume* **4** **Номер** **Number** **2** **Июнь** **June** **2020**



ИНСТИТУТ ВОДНЫХ ПРОБЛЕМ
РОССИЙСКОЙ АКАДЕМИИ НАУК
WATER PROBLEMS INSTITUTE
RUSSIAN ACADEMY OF SCIENCES

ЭКОСИСТЕМЫ: ЭКОЛОГИЯ И ДИНАМИКА
ECOSYSTEMS: ECOLOGY AND DYNAMICS

Журнал освещает результаты фундаментальных исследований и прикладных работ по изучению состояния, закономерностей процессов и динамики в природных, антропогенно созданных и/или антропогенно нарушенных экосистемах любого ранга (от биотопа до биосферы), а также в отдельных компонентах этих экосистем (как живых, так и неживых) повсеместно: во всех природных зонах и ландшафтах, на суше и в водной стихии. Статьи соотвествующей тематики принимаются по следующим научным направлениям: география, биология, лесное и сельское хозяйство.

The journal highlights the results of fundamental and applied investigations on the study of the state, processes and dynamics in natural, anthropogenic and/or anthropogenically disturbed ecosystems of any scale (beginning from biotope and up to biosphere) as well as in separate components of those ecosystems (alive and lifeless) everywhere: in all natural zones and landscapes, on land and in the water. Papers on the related topics submitted to the journal should be related to the following branches of science: geography, biology, forest and agricultural management.

МОСКВА
MOSCOW

2020

WATER PROBLEMS INSTITUTE
RUSSIAN ACADEMY OF SCIENCES

ECOSYSTEMS: ECOLOGY AND DYNAMICS

Vol. 4, No. 2, 2020, June
Journal is founded in January 2017
Issued 4 times per year

Editor-in-Chief, Dr. geogr. Zh.V. Kuzmina

Editorial Council:
Corresponding member of the Russian Academy of Sciences V.I. Danilov-Danilyan,
Corresponding member of the Russian Academy of Sciences A.N. Gelfan
Academician of the Russian Academy of Sciences K.N. Kulik,
Corresponding member of the Russian Academy of Sciences V.V. Melikhov,
Academician of the Russian Academy of Sciences A.S. Rulev

Editorial Board:
M.V. Bolgov, E.I. Golubeva,T.V. Dikariova, N.G. Mazey, N.M. Novikova,
G.N. Ogureeva, E.I. Pankova, S.A. Podolskiy, E.G. Suslova, A.S. Viktorov,
M.F. Vundtsettel, L.G. Yemelyanova

Executive Secretary:
E.I. Tobolova

Head of Editorial Office:
O.S. Grinchenko

Addresses of Editorial Offices:
Russia, 119333 Moscow, Gubkina str., 3, WPI RAS
Tel.: (499) 135-70-41. Fax: (499) 135-54-15
E-mail: dynamics-journal@yandex.ru
http://www.ecosystemsdynamic.ru

MOSCOW

2020

ИНСТИТУТ ВОДНЫХ ПРОБЛЕМ
РОССИЙСКОЙ АКАДЕМИИ НАУК

ЭКОСИСТЕМЫ: ЭКОЛОГИЯ И ДИНАМИКА

Том 4, № 2, 2020, июнь
Журнал основан в январе 2017 г.
Выходит 4 раза в год

Главный редактор
доктор географических наук
Ж.В. Кузьмина

Редакционный совет:
член-корреспондент Российской академии наук А.Н. Гельфан,
член-корреспондент Российской академии наук В.И. Данилов-Данильян,
академик Российской академии наук К.Н. Кулик,
член-корреспондент Российской академии наук В.В. Мелихов,
академик Российской академии наук А.С. Рулев

Редакционная коллегия:
М.В. Болгов, А.С. Викторов, М.Ф. Вундцеттель, Е.И. Голубева, Т.В. Дикарева,
Л.Г. Емельянова, Н.Г. Мазей, Н.М. Новикова, Г.Н. Огуреева, Е.И. Панкова,
С.А. Подольский, Е.Г. Суслова

Ответственный секретарь:
Е.И. Тоболова

Заведующий редакцией:
О.С. Гринченко

Адрес редакции:
Россия, 119333 Москва, ул. Губкина, д. 3, ИВП РАН
Телефон: (499) 135-70-41. Факс: (499) 135-54-15
E-mail: dynamics-journal@yandex.ru
http://www.ecosystemsdynamic.ru

Москва

2020

© Журнал основан в 2017 г.
Учрежден и издается
Институтом водных проблем Российской академии наук.
Журнал как сетевое издание зарегистрирован в Федеральной службе по надзору в сфере связи, информационных технологий и массовых коммуникаций;
Свидетельство о регистрации: ЭЛ № ФС 77-68782 от 17.02.2017.
Журнал зарегистрирован в Национальном центре ISSN Российской Федерации,
в Национальном информационно-аналитическом центре России – ВИНИТИ,
а также в научных электронных библиотеках: РГБ (Российская государственная библиотека, rsl.ru), БЕН РАН (Библиотека по естественным наукам Российской академии наук), НЭБ, РИНЦ, КИБЕРЛЕНИНКА, Российская книжная палата.

The journal has been founded in 2017.
It was founded and published by the
Water Problems Institute of the Russian Academy of Sciences.
The Journal is registered in the Federal Service for Supervision of Communications, Information Technology and Mass Communications (in Roskomnadzor) as a web Media;
Certification Number is ЭЛ № ФС 77-68782 of 17.02.2017.
The Journal is registered in National centre ISSN of Russian Federation,
All-Russian Institute for Scientific and Technical Information (VINITI),
and also in scientific electron libraries, such as RSL (Russian State Library, rsl.ru), Library of Natural Sciences of RAS, National Electronic Library, Elibrary, Science Index, CYBERLENINKA, Russian Book Chamber.

Информация о журнале, правила для авторов располагаются на сайте
http://www.ecosystemsdynamic.ru

Information about Journal and Rules for authors are at the site
http://www.ecosystemsdynamic.ru

СОДЕРЖАНИЕ

Том 4, номер 2, 2020 июнь

СТРУКТУРНАЯ ОРГАНИЗАЦИЯ ЭКОСИСТЕМ И ЗАКОНОМЕРНОСТИ ИХ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ

Естественные степные экосистемы: каковы они на самом деле
[на русском; аннотация на русском]

Б.Д. Абатуров, Л.В. Молчанова 5-25

Natural Steppe Ecosystems and What They Truly Are
[на английском; аннотация на английском]

B.D. Abaturov, L.V. Molchanova 26-45

МЕТОДЫ ПОДДЕРЖАНИЯ И СОХРАНЕНИЯ ЭКОСИСТЕМ И ИХ КОМПОНЕНТОВ

Новый метод использования фотоловушек для оценки обилия и выявления характерных особенностей населения млекопитающих различных местообитаний на примере Зейского заповедника
[на русском; аннотация на русском]

С.А. Подольский, В.А. Кастрикин, Е.К. Красикова, Л.Ю. Левик, Д.С. Чемирская 46-64

New Method of Camera Trap Usage to Evaluate Diversity and Determine Characteristics of Mammals in the Various Habitats by the Example of Zeya Nature Reserve
[на английском; аннотация на английском]

S.A. Podolsky, V.A. Kastrikin, E.K. Krasikova, L.Yu. Levik, D.S. Chemirskaya 65-81

ДИНАМИКА ЭКОСИСТЕМ И ИХ КОМПОНЕНТОВ

Изменение пространственной структуры мангрового леса полуострова Камау (Южный Вьетнам) за 30 лет по данным спутниковой съемки
[на русском; аннотация на русском и английском]

Шон Тон, Д.В. Добрынин, В.О. Мокиевский 82-95

Эколого-географический аспект Аральского кризиса.
Часть 2. Исследование динамики климата и изменений обсохшего дна моря
[на русском; аннотация на русском и английском]

Н.М. Новикова 96-170

CONTENTS

Volume 4, Number 2, 2020 June

STRUCTURAL ORGANIZATION OF ECOSYSTEMS AND PATTERNS OF THEIR DISTRIBUTION

Natural Steppe Ecosystems and What They Truly Are
[in Russian; Abstract is available in Russian]

B.D. Abaturov, L.V. Molchanova 5-25

Natural Steppe Ecosystems and What They Truly Are
[in English; Abstract is available in English]

B.D. Abaturov, L.V. Molchanova 26-45

METHODS OF SUSTENANCE AND RESERVATION OF ECOSYSTEMS AND THEIR COMPONENTS

New Method of Camera Trap Usage to Evaluate Diversity and Determine Characteristics of Mammals in the Various Habitats by the Example of Zeya Nature Reserve
[in Russian; Abstract is available in Russian]

S.A. Podolsky, V.A. Kastrikin, E.K. Krasikova, L.Yu. Levik, D.S. Chemirskaya 46-64

New Method of Camera Trap Usage to Evaluate Diversity and Determine Characteristics of Mammals in the Various Habitats by the Example of Zeya Nature Reserve
[in English; Abstract is available in English]

S.A. Podolsky, V.A. Kastrikin, E.K. Krasikova, L.Yu. Levik, D.S. Chemirskaya 65-81

DYNAMICS OF ECOSYSTEMS AND THEIR COMPONENTS

Changes in Spatial Structure of Mangrove Forest on Ca Mau Peninsula (South Vietnam) Evaluated by Satellite Surveys of 30 Years Interval
[in Russian; Abstract is available in English]

Son Ton, D.V. Dobrynin, V.O. Mokievsky 82-95

Ecological and Geographical Aspects of the Aral Sea Crisis.
Part 2. Research of Climate Dynamics and Dried-Up Sea Bottom
[in Russian; Abstract is available in English]

N.M. Novikova 96-170

ЭКОСИСТЕМЫ: ЭКОЛОГИЯ И ДИНАМИКА, 2020, том 4, № 2, с. 5-25

СТРУКТУРНАЯ ОРГАНИЗАЦИЯ ЭКОСИСТЕМ И ЗАКОНОМЕРНОСТИ ИХ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ

УДК 599.323.4:631.431

ЕСТЕСТВЕННЫЕ СТЕПНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ: КАКОВЫ ОНИ НА САМОМ ДЕЛЕ[1]

© 2020 г. Б.Д. Абатуров, Л.В. Молчанова

Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН
Россия, 117071, г. Москва, Ленинский просп., д. 33. E-mail: abaturovbd@mail.ru

Поступила в редакцию 16.03.2020. После доработки 16.04.2020. Принята к публикации 20.04.2020

Степные экосистемы претерпели глубокие преобразования под влиянием многовековой пастьбы скота и повсеместной распашки земель и не обладают необходимыми функциями жизнеобеспечения. Приоритетными становятся задачи сохранения и восстановления экосистем в их естественном состоянии. Казалось бы, прекращение или ограничение выпаса и распашки земель должно обеспечить восстановление естественного состояния степей. Однако остается далеко не ясным, насколько естественные экосистемы отличаются от измененных человеком, каковы реальные механизмы их функционирования. Формы воздействия животных, сложившиеся в естественной природе вне связи с человеком (пастьба диких копытных млекопитающих, перекапывание почвы степными роющими животными), в определенной мере аналогичны таким антропогенным факторам, как выпас скота и распашка почвенного покрова. Пастьба в степных природных зонах всегда была естественным фактором, выполняющим в экосистемах необходимые функции. Аналогичные пахоте процессы осуществляются в естественной природной среде путем механической переработки почв многочисленными крупными и мелкими почвенными животными. Все эти формы преобразования растительности и почв – не случайное явление, а закономерный процесс, охватывающий всю степную территорию, повсеместно заселенную животными. По своей сути это явление аналогично антропогенным формам влияния. Природоохранные меры, направленные на восстановление естественных экосистем, должны учитывать необходимость сохранения подобных динамических природных процессов. При их отсутствии характерные особенности функционирования степных экосистем неизбежно утрачиваются и сопровождаются негативными последствиями и деградацией природной среды.

Ключевые слова: сохранение природных экосистем, антропогенные и естественные формы функционирования, распашка земель, перекапывание почвы животными, пастьба скота, пастьба диких млекопитающих, деградация природных экосистем.

DOI: 0.24411/2542-2006-2020-10057

Сохранение естественных природных экосистем – одна из приоритетных задач современного человеческого общества (фото 1, 2). Жизнь людей, как и всех живых организмов на Земле, зависит от окружающей среды и в свою очередь выступает мощным фактором ее формирования и функционирования. Считается, что любая хозяйственная деятельность человека и различные формы природопользования отрицательно влияют на окружающую среду, вызывают ее деградацию, замену естественных экосистем искусственными. Последние не обладают необходимыми функциями жизнеобеспечения, что в обозримом будущем может привести человечество к «социально-экологической катастрофе» (Залиханов и др., 2006). Все чаще звучат призывы к разумному ограничению природопользования или даже его частичному исключению. Предлагается принципиально

[1] Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 18-04-00172): "Токсические компоненты в растительности природных пастбищ как показатели качества кормовых ресурсов, их влияние на обеспеченность пищей и состояние популяций растительноядных млекопитающих в наземных экосистемах".

изменить стратегию природопользования путем направленного сохранения функций жизнеобеспечения, внедрения в хозяйственную деятельность технологий, имитирующих естественные природные процессы (Павлов и др., 2010).

Фото 1. «...ковылем густым степь белеется, травкой шёлковой зеленеется» (Кольцов, 1839). Такой нам представляется нетронутая человеком естественная степь (здесь и далее фото автора).

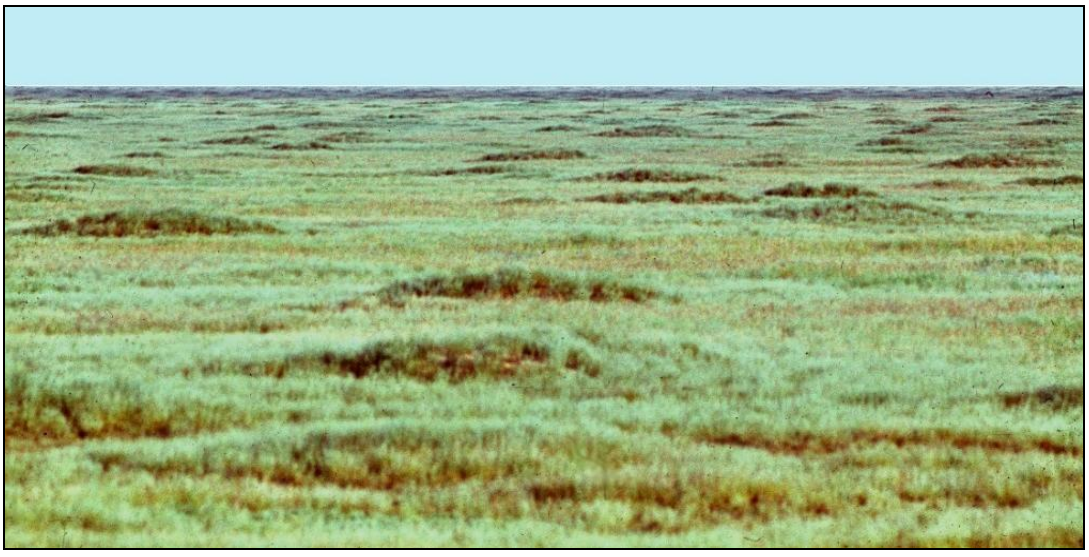


Фото 2. "…сусликовые бугорки, однообразные по форме и составу, появляются в громадном количестве, занимая площади в несколько десятков и даже сотни квадратных вёрст, они придают степи совершенно своеобразный пестро-бугорчатый вид. …суслики играют весьма видную геологическую роль. ... " (Мушкетов, 1885). Такая степь в реальности.

Популярными становятся требования о необходимости сохранения и восстановления экосистем в их естественном состоянии. Однако остается далеко не ясным, что следует понимать под естественными экосистемами, каковы они на самом деле и насколько отличаются от антропогенно измененных, каковы реальные механизмы их функционирования. Мы попытаемся прояснить ситуацию на примере степных экосистем, претерпевавших в течение многих тысячелетий хозяйственной активности человека глубокие преобразования.

Травы или деревья более естественны в степи?

В современном понимании степная экосистема – это природная совокупность живых и косных компонентов, сформированная в условиях аридного климата при абсолютном господстве травяных форм растений с участием кустарничков, полукустарничков и степных кустарников. Доминирование трав – необходимый атрибут степной экосистемы. Известно, что формирование степных формаций началось более миллиона лет назад и их современный облик возник еще в плейстоценовые межледниковья в доисторические эпохи (Величко и др., 2011). Тем не менее, существование «травяных» степей как самостоятельных коренных природных формаций издавна и до настоящего времени подвергается сомнению. Еще на рубеже XVIII и XIX веков господствовали представления о том, что степные пространства исходно были покрыты лесами и их современный степной облик со скудной в бытовом понимании травяной растительностью – вторичное явление, результат разрушительной деятельности человека (Авдеев, 1964; Разумовский, 1981). В конце XIX века и в XX веке распространение получила точка зрения о постепенном вытеснении степной растительности лесом, которое в настоящее время сдерживается человеком (Коржинский, 1888). Реальное проявление таких представлений обнаруживается в стремлении людей к облесению существующих степных пространств с целью замены, казалось бы, скудной травяной растительности более богатой в обычном понимании древесной (лесной) с надеждой на восстановление исходного естественного растительного покрова, о чем свидетельствуют современные планы создания лесонасаждений на сотнях тысяч гектаров в степных областях.

Приходится признать, что у человечества в бытовом сознании до сих пор нет понимания, какая растительность наиболее естественна для степей – скудная на первый взгляд травяная или кажущаяся более богатой древесная (лесная). Проведенный еще конце XIX столетия анализ существующих воззрений показал их неубедительность, и проблема остается нерешенной (Богатов, 1899). Очевидно, поиск истины требует понимания сравнительной жизнеспособности древесных (лесных) и травяных (луговых, степных) типов растительности в аридных[2] климатических условиях, где основным лимитирующим фактором выступает влагообеспеченность растений. Давно известно, что естественные растительные сообщества независимо от их видового состава максимально используют доступные им ресурсы питания. Более того, «растения в ценозах используют с более или менее одинаковыми коэффициентами полезного действия и поглощаемую энергию ФАР[3]. В соответствии с этим при оптимальной обеспеченности и в сходных условиях освещенности разные фитоценозы формируют более или менее одинаковые урожаи» (Ничипорович, 1973, с. 36). Очевидно, и деревья, и травы в условиях дефицита доступной почвенной влаги при сходной влагообеспеченности одинаково продуктивны и формируют сходную по величине органическую массу. Однако на этом сходство заканчивается. Распределение органической

[2] В аридных зонах дефицит влаги проявляется в отрицательном водном балансе, т.е. в превышении расхода влаги (испарения) над ее поступлением (суммы атмосферных осадков).
[3] ФАР – фотосинтетически активная солнечная радиация.

продукции между структурными частями деревьев и трав принципиально различно. У деревьев значительная часть продуктов фотосинтеза (40-50%) накапливается в надземной части (стволы, ветви), формируя в надземной сфере специфический для лесных экосистем громадный объем древесного органического материала (табл. 1).

Таблица 1. Доля подземной массы (корней) в фитомассе различных зональных типов растительности (Абатуров, 2014).

Растительное сообщество и его географическое расположение	**Масса корней (% от всей растительной массы фитоценоза)**	**Отношение массы корней к живой надземной массе**	**Рассчитано по литературным источникам**
Буковый лес, Дания*	17	0.59	Larcher, 1995
Лиственный лес умеренных зон	19	0.23	Jackson et al., 1996
Бореальный лес	24	0.32	Jackson et al., 1996
Бореальный лес	–	0.39	Mokany et al, 2006
Луга лесной зоны (Житомирская, Черниговская обл.)	81	4.13	Шалыт, 1950
Луга умеренных зон	–	4.2	Mokany et al., 2006
Луга умеренных зон	83	3.7	Jackson et al., 1996
Холодные пустыни	82	4.5	Jackson et al., 1996
Луга лесостепи (Курскаяобласть)	87	6.70	Шалыт, 1950
Ковыльно-типчаковая степь (Херсонская область)	93	13.8	Шалыт, 1950
Типчаково-ковыльная степь (Западно-Казахстанская область)	90	13.3	Каменецкая, 1952
Ксерофитная сухая степь (Западно-Казахстанская область)	96	21.7	Каменецкая, 1952
Опустыненная степь (Херсонская область)	96	26.9	Шалыт, 1950

Примечания к таблице 1: * – расчет произведен на годичную продукцию, живая надземная масса здесь включает только листья.

У травянистых растений основная доля продуктов фотосинтеза локализуется, главным образом, в подземной сфере, что обеспечивает травам компенсирующее увеличение подземной органической массы и прежде всего корней. На их долю у степных трав приходится от 80 до 95% всей живой растительной массы, тогда как у древесных растений не более 25%. В итоге существенно возрастает корнеобеспеченность травянистых растений: отношение массы корней к живой надземной массе в основном фотосинтезирующих органов, т.е. листьев, в

луговых и степных травяных сообществах во много раз выше (от 4 до 27), чем в лесных древесных (менее 0.6; табл. 1).

В итоге в травяных сообществах значительно выше скорость влагопотребления, которая пропорциональна концентрации корней в почвенном слое (Судницын, 1979). Это обеспечивает травам выигрыш у древесных растений в конкуренции за влагу в условиях ее дефицита, что и служит залогом господства травяной растительности и, как следствие, формирования степных травяных формаций или степной травяной экосистемы. Понятно, что в условиях дефицита влаги в степной климатической области травяные сообщества оказываются более жизнеспособными, чем древесные (лесные). Становится ясным, что зональная травяная степь в климатических условиях степной природной зоны является коренной, естественной природной формацией, тогда как лесные сообщества в автоморфных степных местообитаниях – чуждый элемент. Многовековое стремление человечества обогатить степи путем искусственного лесоразведения и тем самым придать им, казалось бы, естественный облик, «вернув» в них леса, не только неоправданное, но и неисполнимое желание. Следует понимать, что обогащение степных пространств за счет лесов обманчиво: продукция и общее накопление органического вещества (надземного и подземного) в травяной степи не только не уступает лесному сообществу, у которого основная органическая материя представлена преимущественно мертвой древесиной, но даже превосходит его, если учитывать не только надземную, но и всю подземную органическую массу, в том числе почвенный гумус.

Тем не менее, естественные лесные сообщества широко распространены и обычны в пределах степной климатической зоны, однако, надо помнить, здесь они занимают лишь локальные участки в виде лесных колков, байрачных лесов в местах с дополнительным увлажнением (понижения рельефа, ложбины стока, речные долины и т.д.), и по сути представляют собой незональные – азональные и интразональные природные образования. В результате более высокой влагообеспеченности, увеличения плотности листового полога и взаимного затенения листьев конкуренция за влагу сменяется конкуренцией за свет, выигрыш в которой получают деревья. Наличие высокого ствола позволяет им вынести крону (листья) выше ассимилирующих органов других жизненных форм растений (трав, кустарников), получить преимущество в использовании света, что и служит основным условием формирования сомкнутого древостоя, т.е. лесного сообщества в этих локальных местообитаниях. Стволы деревьев в этом случае в полной мере выполняют свое функциональное предназначение, обеспечивая деревьям более эффективное использование лимитирующего фактора – света и доминирование в растительном покрове.

Пастьба животных как естественный средообразующий фактор

Как следует из сказанного, естественный растительный покров автоморфного (т.е. такого, в котором отсутствует дополнительное увлажнение за счет грунтовых вод) степного ландшафта, представлен травяным типом растительности. Классическим образцом естественной степи считается разнотравно-дерновиннозлаковая степь, преимущественно ковыльная (фото 1; Лавренко, 1940). По существующим воззрениям такие ненарушенные степи были обычны и естественны на Земле в доантропогенный период, а к настоящему времени, как считается, претерпели глубокие преобразования под влиянием хозяйственной деятельности человека, особенно многовековой пастьбы скота, повсеместной распашки земель и стали весьма редкими или вообще отсутствуют в большинстве степных регионов. Казалось бы, прекращение выпаса, или его ограничение должно создать условия для восстановления и сохранения такой естественной степной дерновиннозлаковой (ковыльной) растительности. Но так ли это на самом деле и способны ли были такие степи устойчиво

существовать в прошлые далекие эпохи, а также и в настоящее время при исключении хозяйственной деятельности?

Пастьба животных в степных природных зонах всегда, еще до появления в них человека, была естественным природным явлением, выполняющим в экосистемах важнейшие функции. В прошлом это были дикие травоядные млекопитающие, место которых в настоящее время заняли домашние. Безусловно, формы жизнедеятельности диких и домашних неравнозначны, но по своей функциональной роли в экосистемах и силе воздействия на среду они сравнимы. Для степных, полупустынных и пустынных ландшафтов еще в недавнем прошлом был характерен комплекс диких копытных, включающий такие виды как кулан (*Equus hemionus* Pall.), лошадь Пржевальского (*E. Przewalskii* Pol.), дикий верблюд (*Camelus bactrianus* L.), сайгак (*Saiga tatarica* L.), джейран (*Gazella subgutturosa*), дикие бараны (*Ovis* spp.) и другие виды (фото 3-6). В прошлом все они были характерными и многочисленными обитателями степей и умеренных пустынь. Еще в 70-х годах XIX столетия зимние скопления куланов в полупустынях Казахстана насчитывали тысячи голов (Слудский, 1963). В середине XIX века многочисленные косяки дикой лошади (тарпана) были обычны в сухих степях и полупустынях Предкавказья и Волго-Уральского междуречья (Кириков, 1983). По оценкам многих исследователей, в прериях Северной Америки в начале XIX века обитало 50-80 млн. бизонов (*Bison bison*), 40-100 млн. вилорогов (*Antilocarpa americana*), а суммарное поголовье диких копытных здесь было вполне соизмеримо с количеством современного домашнего скота – 103-118 млн. голов вместо 191 млн. (Уатт, 1971).

Фото 3. Совместно пасущиеся в степи лошади Пржевальского и двугорбые верблюды (ассоциация «Живая природа степи», пос. Маныч, Ростовская область, апрель 2016 г.).

В саваннах Африки на заповедных территориях, где экосистемы сохранились в естественном состоянии, сообщества диких копытных как по пастбищной нагрузке, так и по функциональной значимости в экосистеме не только не уступают, но даже превосходят многих домашних. Мнение о высокой плотности диких млекопитающих в естественных ландшафтах в прошлом поддерживается палеотериологами (Верещагин, Громов, 1977), которые считают, что в позднеплейстоценовых тундростепях численность стад крупных копытных была близка существующей на заповедных территориях в саваннах Африки в настоящее время. По своим масштабам и роли в природе пастьба животных относится к

важнейшим глобальным факторам, без которых нельзя понять законы формирования, функционирования и динамики большинства наземных экосистем, распространенных в степных и пустынных регионах Земли.

Фото 4. Стадо американских бизонов, пасущееся в злаковой степи (ассоциация «Живая природа степи», пос. Маныч, Ростовская область, июнь 2018 г.).

Фото 5. Стадо верблюдов, пасущееся на степной залежи (бывшая пашня; ассоциация «Живая природа степи», пос. Маныч, Ростовская область, июль 2015 г.).

Считается, что пастьба – разрушительный фактор, вызывающий деградацию (опустынивание) степей. Однако сейчас известно, что не только усиление пастьбы животных

ведет к деградации растительности, но и ее исключение или даже простое ослабление в равной степени губительно для степных экосистем и сопровождается нарушением коренной степной системы (Абатуров, 2006). Основным движущим фактором таких нарушений выступает накопление неразложившейся мертвой растительной массы (ветоши, подстилки), важную средообразующую роль которой впервые еще в начале прошлого века в заповедных Причерноморских степях (Аскания-Нова) описал И.К. Пачоский (1917) и детально изучила в Центрально-Черноземном заповеднике (Курская область) А.М. Семенова-Тян-Шанская (1977). При отсутствии пастьбы на заповедных территориях масса подстилки (степного войлока) достигает 10 т/га, тогда как на пастбищах ее всегда меньше, или она практически отсутствует (рис. 1). Мощный и плотный слой подстилки угнетающе действует на многие виды растений, затрудняет и замедляет прорастание побегов весной, исключает семенное возобновление. Более других страдают дерновинные злаки, особенно ковыли.

Фото 6. Лошади Пржевальского на степном злаковом пастбище (ассоциация «Живая природа степи», пос. Маныч, Ростовская область, октябрь 2015 г.).

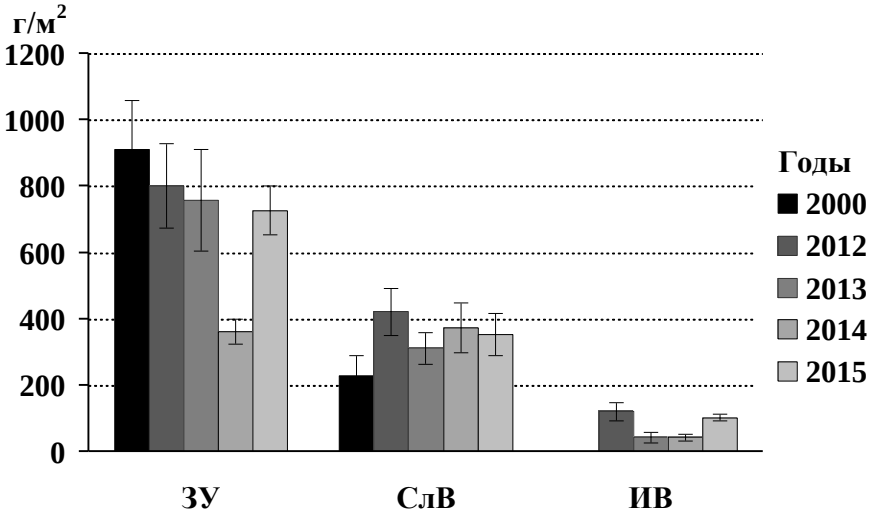


Рис. 1. Масса степной подстилки (г/м^2, сухой вес) в степных разнотравно-злаковых сообществах северного Прикаспия (Джаныбек). *Условные обозначения:* ЗУ – заповедный участок; СлВ – участок со слабым выпасом скота; ИВ – пастбище с интенсивной пастьбой скота (Абатуров и др., 2016).

Отсутствие семенного возобновления сопровождается их старением и одряхлением, растительность изреживается, обнажаются хорошо заметные проплешины – незаросшие травой участки, занятые подстилкой (фото 7). При накоплении подстилки происходит заметное снижение продуктивности растительного покрова; при максимальной мощности подстилки (91 ц/га) продукция[4] надземной фитомассы (37 ц/га), по нашим данным, заметно уступала продуктивности рядом расположенной (у границы заповедника) пастбищной растительности (53 ц/га) с пониженной (23 ц/га) мощностью подстилки (фото 7).

Фото 7. Состояние степной растительности на участке при исключении пастьбы (слева) и рядом на пастбищном участке (справа) на Джаныбекском стационаре РАН в 2000 г.

Сейчас хорошо известно, что образование подстилки ведет к сокращению видового состава растений и животных, к закустариванию и забурьяниванию степей и к другим негативным последствиям, выражающимся в разрушении естественного состояния и функционирования степной экосистемы (Дидух, 2014; Ткаченко, 2014).

К сказанному следует добавить, что в материале подстилки удерживается и исключается из биологического круговорота большое количество элементов минерального питания растений, в том числе доступных для растений форм азота (Абатуров, Кулакова, 2010). Материал степной подстилки (по данным для луговой степи Центрально-Черноземного заповедника) содержит от 0.91 до 1.69% азота и 7.26-10.23% зольных веществ (Афанасьева, 1966). При постоянном запасе мертвого растительного материала (подстилки), достигающего в заповедных степных участках 9000 кг/га (Быстрицкая, Осычнюк, 1975; Семенова-Тян-Шанская, 1977), в нем удерживается и исключается из биологического круговорота около 50-160 кг/га азота и 400-950 кг/га минеральных питательных веществ. Казалось бы, эти величины составляют лишь незначительную долю от их содержания в корнеобитаемой толще почвы. В пустынно-степных (лугово-каштановых и солонцовых) почвах Северного Прикаспия (Джаныбекский стационар РАН) в слое почвы мощностью 0-30 см содержится 6400-10800 кг/га общего азота (рис. 2). Однако нужно учитывать, что бóльшая часть этого азота находится в почвенном гумусе, в неразложившейся корневой массе растений, т.е. в недоступном растениям состоянии и не участвует в биологическом круговороте. В то же время содержание подвижных растворимых легкогидролизуемых соединений азота не превышает 400-500 кг/га, а количество легко нитрифицирующихся, еще более подвижных и доступных растениям форм азота в почве 220-230 кг/га (рис. 2). Если учитывать именно эти «полезные» формы азота, то в степной подстилке консервируется и исключается из питания растений масса дефицитного легкодоступного азота, равная по величине половине

[4] Годичный прирост надземной растительной массы.

содержащегося в почве (Абатуров, Кулакова, 2010). Безусловно, растения в процессе вегетации максимально извлекают эти соединения из почвы, затем они накапливаются в мертвой растительной массе, исключаются из биологического круговорота, вызывая азотный дефицит для питания растений. Происходит заметное обеднение почв доступными для растений соединениями азота и других питательных веществ, снижается плодородие почв.

В этих условиях важнейшее значение для функционирования экосистем приобретает жизнедеятельность животных-фитофагов, особенно растительноядных млекопитающих, Животные на степных пастбищах потребляют основную часть надземной растительной массы, перерабатывают ее в процессе пищеварения и метаболизма и в полном объеме вместе с содержащимися в ней подвижными (доступными для растений) питательными веществами возвращают в корнеобитаемую толщу почвы. Основная часть всего потребленного органического азота усваивается в процессе пищеварения и в виде продуктов метаболизма (мочевина, аммиак) возвращаются в почву, где последние переходят в формы, доступные растениям. Этим путем в почву ежегодно в доступной растениям форме возвращается около 15 кг/га азота (Абатуров Кулакова, 2010).

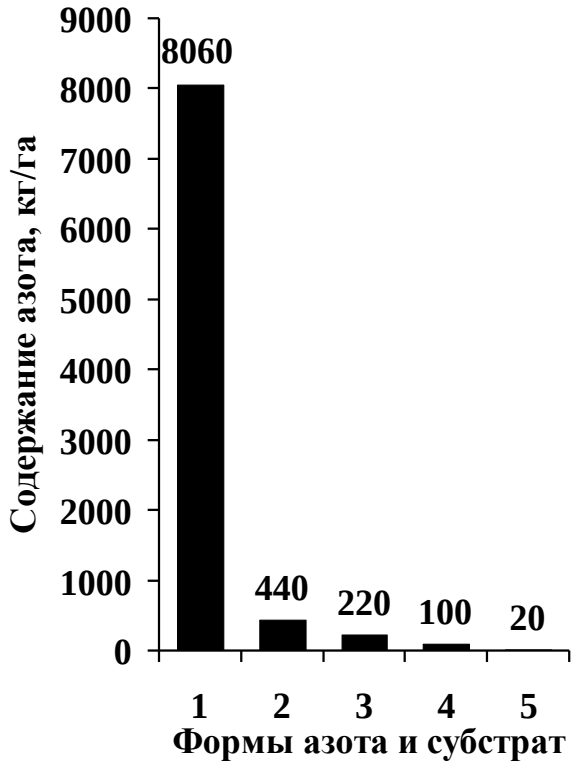


Рис. 2. Запасы различных форм азота в почве, в степной подстилке и в надземной фитомассе. *Условные обозначения:* 1 – общий азот в слое 0-30 см лугово-каштановой почвы, 2 – легкогидролизуемый азот там же, 3 – легконитрифицирующийся азот там же, 4 – азот в степной подстилке, 5 – азот в надземной растительной массе (Кулакова, 2008).

Очевидно, накопление и негативная роль степной подстилки – закономерное явление, свойственное степным экосистемам, в которых достаточно высокая продуктивность травяной растительности сочетается с пониженной в результате аридности климата активностью редуцентов (почвенных беспозвоночных, грибов и микроорганизмов). В этих условиях функции редуцентов исполняют растительноядные млекопитающие, восстанавливающие баланс между синтезом и деструкцией растительной органической материи и тем самым препятствующие накоплению мертвой растительной массы.

Следует особо отметить, что при отсутствии пастьбы растительноядных млекопитающих происходит образование не только степной подстилки, но и другой специфической и экологически важной формы мертвой растительной массы, а именно степной ветоши, т.е. закончившей вегетацию и отмершей, но еще стоящей на корню сухих остатков растений (фото 8).

Образование ветоши в степных экосистемах приобретает особое экологическое значение. Закончившие к середине лета вегетацию степные растения, особенно злаки, и накопившиеся в большом объеме при отсутствии пастьбы животных в виде полога из сухой легко воспламеняющейся ветоши, являются постоянным источником степных пожаров, которые широко распространены в степях при отсутствии или недостаточном количестве пастбищных животных.

Все это особенно заметно проявилось в европейских и азиатских степях в последние десятилетия после повсеместного сокращения поголовья и пастьбы скота, что в частности привело к широкому распространению степных пожаров, когда огнем оказались неоднократно пройдены обширные пространства разнотравно-дерновиннозлаковых степей России и Казахстана.

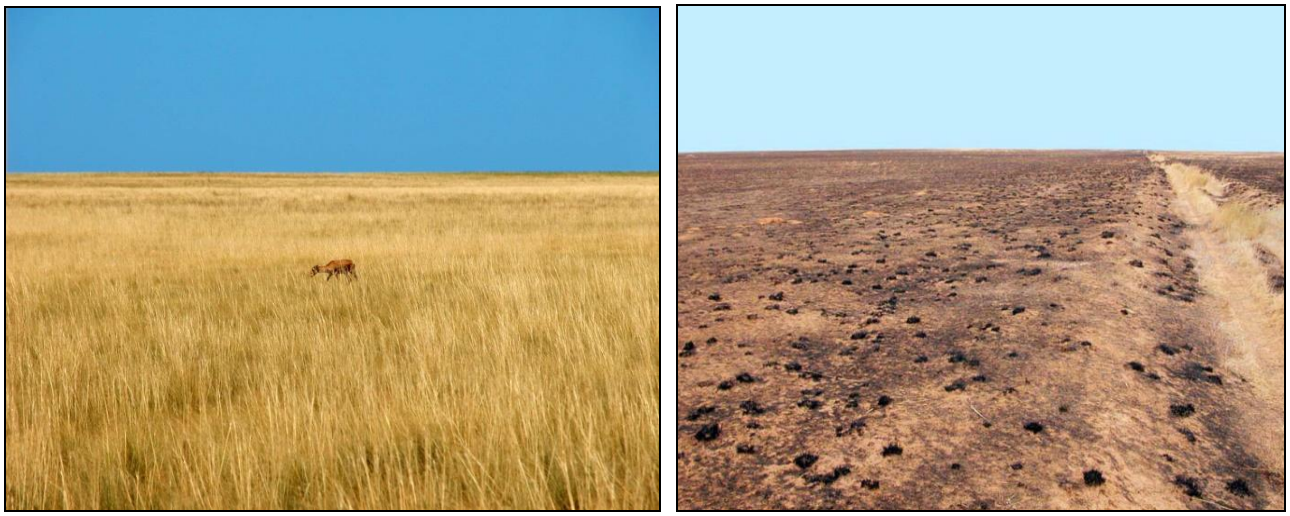


Фото 8. Степь в летний (сухой) период с закончившей вегетацию злаковой растительностью в виде ветоши (слева) и в тех же условиях после степного пожара (справа) в Калмыкии в июле 2007 г.

Пастбищное воздействие затрагивает не только растительность, но и сказывается на свойствах почвы. Хорошо известно, что в аридных экосистемах на оголенных участках почвы между растениями развивается пленка (корка) из лишайников, водорослей и мха, которая негативно влияет на водно-физические свойства среды, в том числе меняет режим влажности почв, заметно снижает их водопроницаемость (фото 9; Гунин, 1990; Belnap, 2008).

Фото 9. Поверхность почвы при отсутствии пастьбы скота (слева) в заповеднике, с коркой из лишайников (*Caloplaca raesaeneni*, *Endopyrenium desertorum*), мха (*Tortula desertorum*) и водорослей (*Nostoc* spp.), и рядом – на пастбище для домашнего скота (справа).

Формирование и эффективность действия такой корки зависит от интенсивности пастьбы животных. В сухих степях северного Прикаспия (Джаныбекский стационар) доля поверхности почвы, покрытая корочкой из цианобактерий (*Nostoc* spp.), лишайников (*Calopla caraesaeneni*, *Endopyrenium desertorum*) и мха (*Tortula desertorum*), закономерно уменьшалась с 97% при отсутствии пастьбы до 37% на пастбище. При этом водопроницаемость почвы на пастбище в отличие от территории с исключением пастьбы возрастала в 5 раз в результате разрушения покрова из цианобактерий, лишайников и мха копытами пасущихся животных (табл. 2). И в этом случае пастьба растительноядных млекопитающих, в том числе сельскохозяйственных животных, выступает важным элементом функционирования степной экосистемы.

Таблица 2. Изменение водопроницаемости почвы на солончаковом солонце под влиянием пастьбы скота, Джаныбек, 1984 г. (Абатуров, 1991).

Показатель	Заповедник	Пастбище с умеренным выпасом	Пастбище с интенсивным выпасом
Коэффициент фильтрации, мм/мин	0.055±0.001	0.054±0.004	0.240±0.019
Суммарное количество воды, впитавшееся за 260 минут, мм	82.4±6.47	75.9±9.48	109.8±7.50

Эти примеры свидетельствует о важной функциональной роли пастбищных животных, контролирующих течение многих экологических процессов в степной экосистеме, и тем самым выступающих важным фактором её естественного функционирования. Подобные примеры свидетельствует о специфической роли пастьбы животных, в том числе сельскохозяйственных, в естественном функционировании и сохранении степной экосистемы. Все это заставляет относить степные территории, испытывающие пастбищное воздействие как диких, так и в определенной мере сельскохозяйственных животных, к естественным устойчиво функционирующим степным экосистемам. И, наоборот, при отсутствии пастбищных животных формирующиеся экосистемы следует считать нарушенными, потерявшими характерные для степей специфические особенности функционирования и внешнего облика.

Механическое нарушение степных почв – как естественный процесс

Важнейший разрушающий степную экосистему антропогенный фактор – пахота почв. Однако и в естественной природной среде аналогичные пахоте процессы обычны, неизбежны и массово осуществляются путем механической переработки почв многочисленными крупными и мелкими роющими животными. В нарушенных их деятельностью участках развиваются специфические почвообразовательные процессы, и в итоге формируются степные экосистемы с особыми свойствами. Так, тысячелетиями продолжающаяся непрерывная жизнедеятельность массового обитателя степей – малого суслика (*Spermophilus pygmaeus*) – меняет внешний облик степей (фото 10). Создаваемые ими бугорки (сусликовины) формируют характерный «сусликогенный» ландшафт, распространенный на обширных степных пространствах.

Широко распространена в степях деятельность другого характерного обитателя степных почв – слепушонки (*Ellobius talpinus*), питающейся корнями степных растений и постоянно

живущей в толще почвы. Ее механическая переработка почвы близка по форме и масштабам к антропогенной пахоте степных почв (фото 11). Деятельность слепушонки давно обратила на себя внимание. Слепушонка («землекоп») «до такой степени изрывает землю и покрывает ее поверхность земляными кучками, что она издали кажется свежевспаханной …; кучки стоят так близко друг к другу, что часто на десяток шагов не остается на столько свободной земли, чтобы могла уместиться нога. Ощутительного вреда хозяйству человека этот зверек не приносит, напротив того, разрыхляя почву, он «опушает» ее, как говорят садовники, и делает более плодородной; по крайней мере, мне удавалось замечать, что в местностях, в которых долго жили землекопы, улучшались сенокосы и в большом изобилии принимались расти таволга и карагана» (Зарудный, 1897). После использования доступных этому зверьку кормовых ресурсов (кормовых подземных органов растений), он перемещается на новое нетронутое место. Заброшенный использованный и перерытый участок превращается в обычную степную залежь с однолетними растениями (фото 11).

Фото 10. Типичный ландшафт степи «сусликогенного» происхождения, созданный и поддерживаемый жизнеделятельностью малого суслика (*Spermophilus pygmaeus*), которая продолжается на протяжении тысячелетий.

Системы нор полевок (степной пеструшки *Lagurus lagurus*, общественной полевки *Microtus socialis*, полевки Брандта *Lasiopodomys brandtii* и др.), одиночные норы различных видов сусликов и других грызунов разрыхляют верхние слои почвы, пронизывают внутрипочвенными ходами и норами слабопроницаемые для воды горизонты, превращают почвенный покров в решето и тем самым облегчают поступление вод атмосферных осадков вглубь почвы (фото 12; Formosov, 1928; Абатуров, 1984; Абатуров, Зубкова, 1972; Дмитриев, 2006).

В противном случае при отсутствии таких нор воды атмосферных осадков застаиваются на поверхности, происходит заиливание почвы и образование оголенных такыровидных участков (фото 13). В результате периодической смены и последовательного оборота (ротации) используемых этими животными местообитаний (или, по терминологии А.Н. Формозова (1928), переложной системы освоения территории) вся степная поверхность довольно быстро (в вековом масштабе) бывает пройдена такой переработкой почвенного покрова.

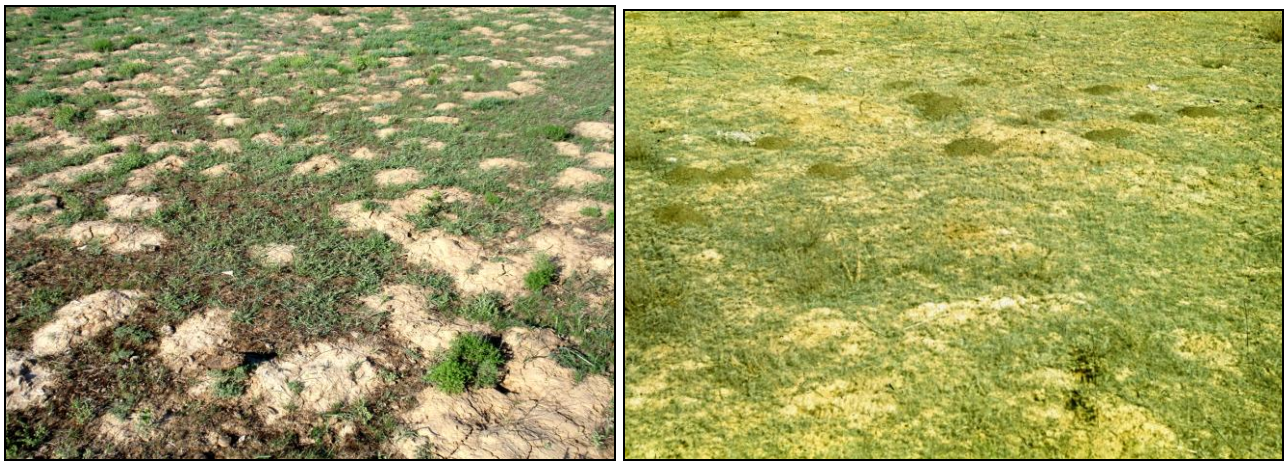


Фото 11. Перерытая слепушонкой степная почва: слева − свежеперерытый участок, справа − заброшенный участок (залежь).

а)

б)

в)

Фото 12. Норы общественной полевки (*Microtus socialis*): а) в Калмыцкой степи (апрель 2018 г.), бурьянистая залежь на месте заброшенных нор; б) свежие жилые норы в Северном Прикаспии (Джаныбекстий стационар РАН, июнь 2014 г.); в) постоянные норы на пастбище в разнотравной степи в долине Маныча (пос. Маныч, Ростовская область, апрель 2016 г.).

Фото 13. Подтопленная после дождя поверхность (июнь 2012 г.) при отсутствии нор грызунов (слева) и оголенное пятно с заилившейся почвой на месте затопления участка водой (справа; октябрь 2012 г.).

Последствия подобного зоогенного преобразования почв во многих случаях необратимы и сказываются гораздо ощутимее по сравнению с обычной антропогенной пахотой почв, завершающейся после ее прекращения постепенным восстановлением их исходного состояния. В сухой степи северного Прикаспия (Джаныбекский стационар) ежегодно после пробуждения от зимней спячки население малого суслика (*Spermophilus pygmaeus* Pall.) при выходе на поверхность из зимовочных гнезд сооружает несколько десятков гектаров одиночных нор, которые представляют собой вертикальную дрену диаметром 5-6 см, пронизывающую почвенную толщу, в том числе непроницаемый для воды солонцовый горизонт, на глубину около 1 м, тем самым открывая доступ талым и дождевым водам в глубокую засоленную почвенную толщу (фото 14).

Солонцовые засоленные почвы в степях северного Прикаспия весной после снеготаяния по таким норам увлажняются на глубину до 1.5 м, тогда как обычно (без нор) – не глубже 40-50 см (рис. 3). Меняющийся характер увлажнения перерытых почв вызывает глубокие изменения морфологии почвы, строения и сложения почвенной толщи, ее химических и физических свойств. Особенно резко меняется солевой режим, характер осолонцованности этих почв, что сопровождается их значительным уплотнением, оседанием и образованием понижения (рис. 4). Этот процесс необратим и ведет к формированию западин с каштановыми почвами и степной разнотравно-злаковой растительностью и кустарниками. Формируется западинный микрорельеф с комплексным почвенно-растительным покровом, который придает сформировавшейся таким образом степи пятнистый характер (фото 15, 16). Природная среда в итоге приобретает своеобразие. В ней тесно переплетаются элементы разных природных зон в узких пределах одного и того же ландшафта (Мильков, Гвоздецкий, 1978). Здесь типичные луговые и степные каштановые и черноземовидные почвы в западинах тесно соседствуют с опустыненными солонцами и солончаковыми почвами на микроповышениях, лугово-степная ксеромезофильная разнотравно-злаковая и кустарниковая растительность чередуется с сообществами ксерофильного разнотравья, галофильных трав и полукустарничков.

Примеры естественного преобразования степных почв под влиянием механических форм деятельности животных можно продолжать и дальше, они разнообразны, повсеместны, и механизм этот хорошо изучен, – например, в степях Монголии (Дмитриев, 2006). Все они однозначно свидетельствуют, что подобные формы преобразования почв – не случайное

явление, а закономерный естественный процесс, охватывающий всю степную заселенную животными территорию.

Фото 14. Вертикальная нора-веснянка малого суслика (весенний выход после зимней спячки) на солончаковом солонце (вертикальная сусликогенная почвенная дрена глубиной около 100 см (Джаныбекский стационар, май 2008 г.).

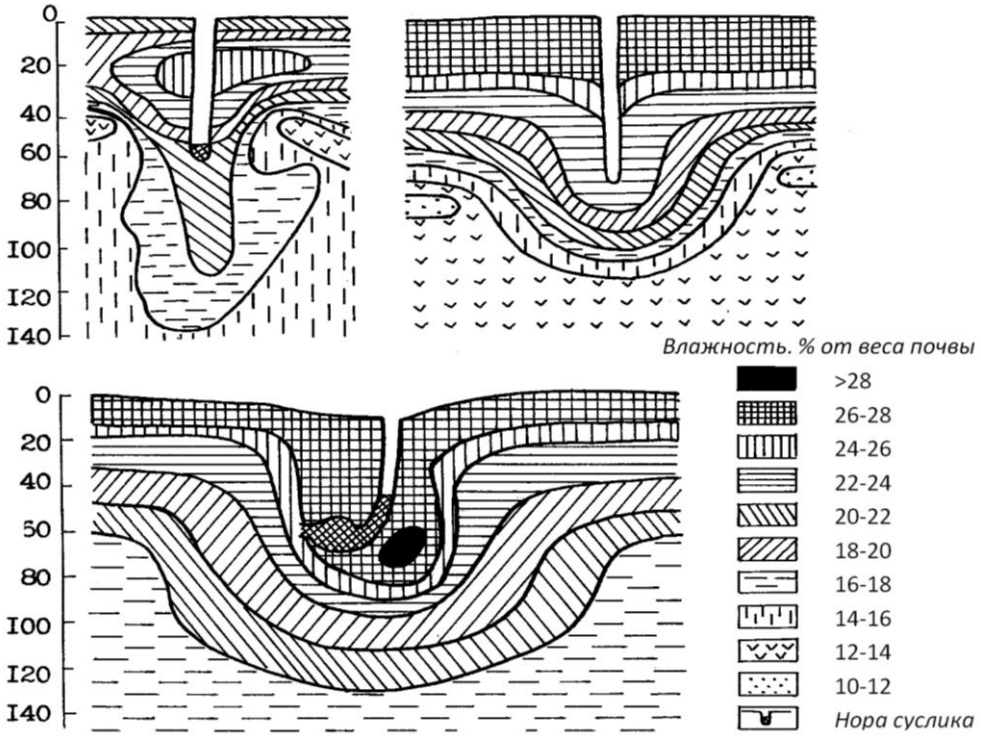


Рис. 3. Увлажнение почвы по вертикальным норам малого суслика (Абатуров, Зубкова, 1972).

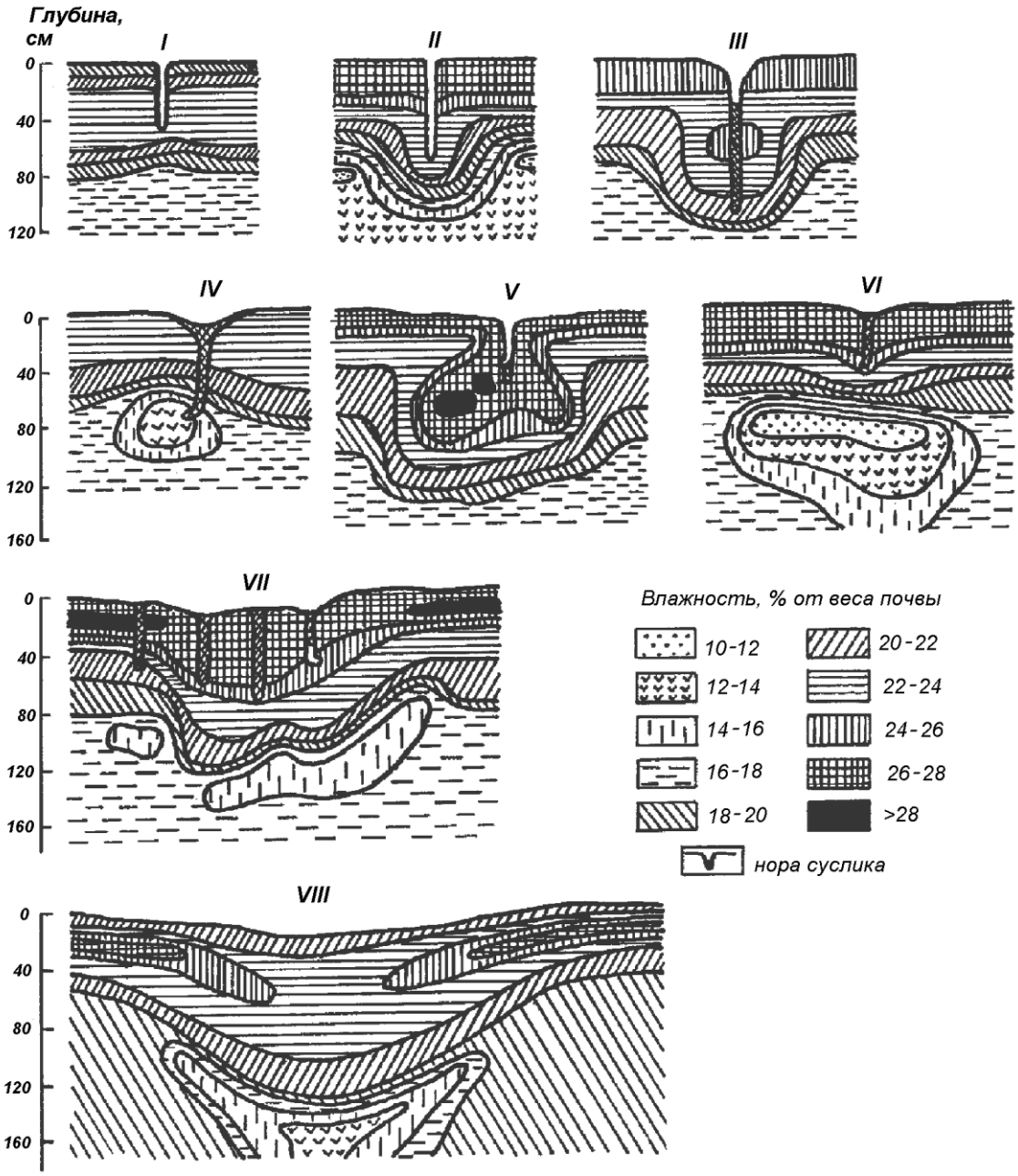


Рис. 4. Этапы формирования мелкой западины (VIII) со светлокаштановой почвой под влиянием вертикальных нор малого суслика (Абатуров, Зубкова, 1972).

По своей сути это явление аналогично антропогенным формам влияния. В том и другом случае они выражаются в механическом нарушении сложения, структуры и функционирования почв. Различия проявляются только в интенсивности такого действия (непрерывная пахота) или в необратимости преобразований в случаях с отдельными формами деятельности млекопитающих. Во всяком случае, это естественный процесс и формирующиеся под его влиянием экосистемы представляют собой естественные природные образования, не отличающиеся существенно от антропогенно создаваемых искусственных экосистем. В том и в другом случае это важное и часто необходимое явление, обеспечивающее устойчивое функционирование экосистем. Безусловно, природоохранные

меры, направленные на восстановление естественных экосистем, должны учитывать необходимость сохранения подобных процессов, обеспечивающих разнообразие возникающих подобных экосистем и создающих специфический тип их природного функционирования.

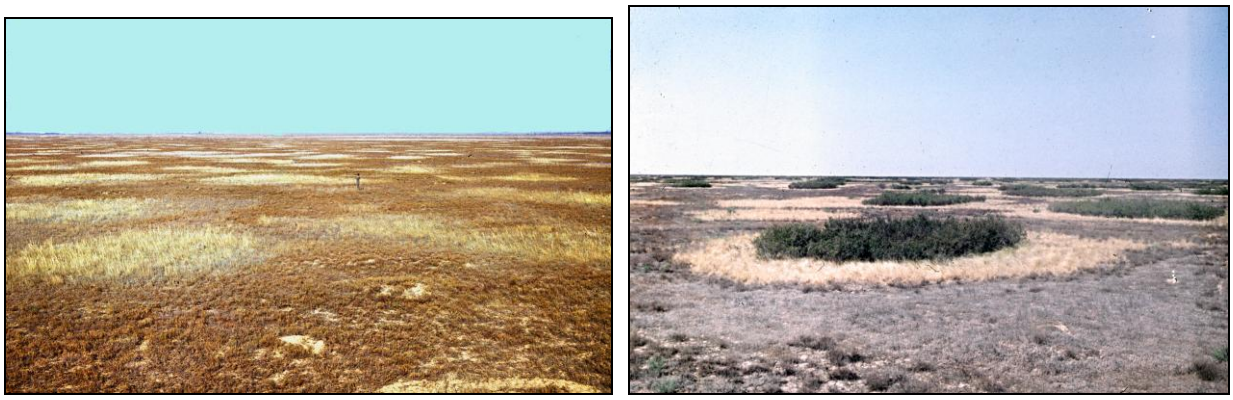


Фото 15. Западинный микрорельеф в степи северного Прикаспия с дерновиннозлаковой (*Stipa* spp., *Festuca valesiaca*) по западинам и с чернополынной (*Artemisia pauciflora*) растительностью на микроповышениях (слева) и с кустарником (*Spiraea hypericifolia*) по западинам (справа; фото Г.В. Линдемана; Джаныбек и его окрестности, сентябрь 1970 г.).

Заключение

Многие формы механического воздействия на наземные экосистемы, аналогичные таким антропогенным как выпас скота, распашка почвенного покрова и др., обычны и в естественной природе вне связи с человеком и всегда были присущи степным экосистемам в виде пастьбы стад диких копытных млекопитающих или перекапывающих почвы степных роющих грызунов. Животные как дикие, так и сельскохозяйственные в равной мере выполняют специфические и во многом сходные функции, направленные на формирование и устойчивое существование степных экосистем. Их деятельность как в том, так и в другом случае в определенной мере выступает необходимым условием естественного устойчивого функционирования экосистем, тогда как ее отсутствие приводит к их нарушению и деградации. Это касается, например, эффективного участия животных в утилизации избытка нарастающей растительной массы, что обеспечивает сбалансированность процессов накопления и деструкции органической материи, синтезируемой растениями в процессе фотосинтеза, нормальное течение биологического круговорота в экосистеме и устойчивое функционирование ее растительного компонента. По своей сути они аналогичны многим антропогенным формам воздействия. Различны только масштабы и интенсивность их действия, например, непрерывная пахота, чрезмерно высокая пастбищная нагрузка домашнего скота, присущая антропогенным формам воздействия, или необратимость преобразований, свойственная многим формам деятельности диких животных. Исключение форм этой деятельности чревато негативными последствиями. Так, например, прекращение или простое ослабление выпаса скота на степных пастбищах в последние десятилетия послужило основной причиной повсеместного распространения степных пожаров, в результате которых огнем оказались неоднократно пройдены степные пространства России и Казахстана.

Приходится признать, что все настоящие степные экосистемы сформированы под действием именно таких, по сути естественных механизмов и представляют собой естественные природные образования, не отличающиеся существенно от аналогичных

экосистем антропогенного происхождения. Механизмы их формирования в том и другом случае одинаковы или близки. Очевидно, те степные цветущие разнотравно-злаковые степи, которые признаются образцом естественных классических ненарушенных человеческой деятельностью экосистем и, как ожидается, должны возникать после ограничения хозяйственной деятельности и других природоохранных мер, по-видимому, в естественной природе если и существуют, то весьма редки и недолговечны. Они не способны устойчиво существовать без описанных механизмов функционирования степей как в доантропогенном прошлом, так и в настоящее время. При отсутствии описанных механизмов влияния со стороны человека или животных они нежизнеспособны, быстро деградируют или исчезают под действием огня.

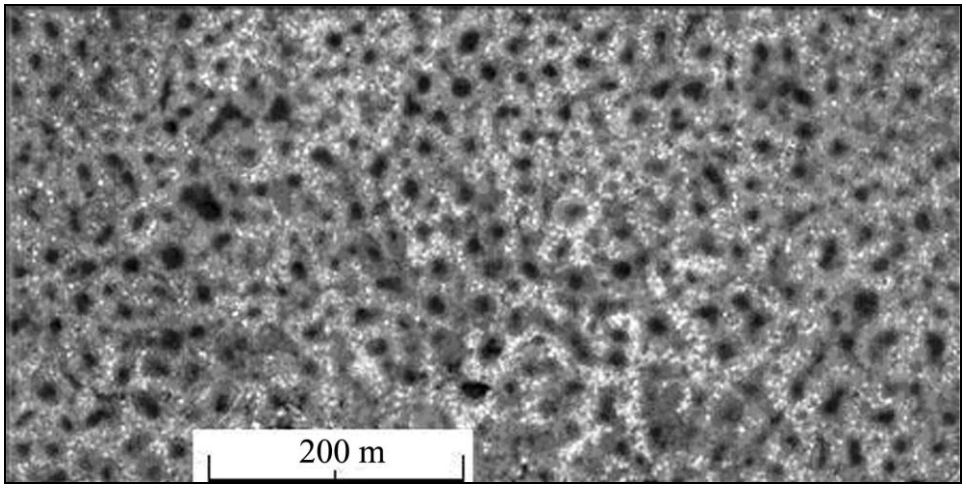


Фото 16. Космический снимок степного ландшафта с западинным микрорельефом в северной части Прикаспийской низменности: темные пятна – западины со степной разнотравно-злаковой растительностью (49° 05' с.ш., 46° 11' в.д., август 2003 г.).

Что касается суждений о необходимости восстановления в степях древесных (лесных) сообществ, которые, как признается, в степях более естественны, чем травяные, то в этих суждениях не принимаются во внимание существенные различия в жизнеспособности травяных и древесных сообществ в условиях дефицита влаги. Локализация продуктов фотосинтеза в подземной сфере у трав, приводящая к росту корневой массы, обеспечивает им более быстрое и эффективное использование дефицитной влаги. У деревьев в отличие от трав продукты фотосинтеза расходуются на формирование массы функционально бесполезной в аридных условиях стволовой древесины в надземной сфере. Травы, таким образом, в степных климатических условиях оказываются более конкурентоспособными по сравнению с деревьями, что служит причиной формирования степных травяных сообществ как естественных коренных природных формаций.

Безусловно, природоохранные меры в форме степного лесоразведения или ограничения хозяйственной деятельности, направленные на восстановление естественных природных экосистем, должны учитывать необходимость сохранения в определенной мере тех природных и хозяйственных процессов, которые обеспечивают естественное устойчивое функционирование степных экосистем. Очевидно, современные попытки восстановления преобразованных человеком естественных экосистем путем природоохранных действий, прекращения или простого ограничения существующих форм природопользования во многих случаях могут оказаться безуспешными, и приводить к нарушению устойчиво функционирующих степных экосистем.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Абатуров Б.Д. 1984. Млекопитающие как компонент экосистем. М.: Наука. 285 с.

Абатуров Б.Д. 1991. Изменение мелких форм рельефа и водно-физических свойств тяжелосуглинистых почв полупустыни под влиянием пастьбы животных // Почвоведение. № 8. С. 6-17.

Абатуров Б.Д. 2006. Пастбищный тип функционирования степных и пустынных экосистем // Успехи современной биологии. Т. 126. № 5. С. 435-447.

Абатуров Б.Д. 2014. Конкурентное разобщение травяных и древесных растительных сообществ в степной и лесной природных зонах // Успехи современной биологии. Т. 134. № 5. С. 494-502. [*Abaturov B.D.* 2015. Competitive Separation of Herbaceous and Woody Plant Communities in Steppe and Forest Zones // Biology Bulletin Reviews. Vol. 5. No. 2. P. 148-155.]

Абатуров Б.Д., Зубкова Л.В. 1972. Роль малых сусликов (*Citellus pygmaeus* Pall.) в формировании западинного микрорельефа и почв в северном Прикаспии // Почвоведение. № 5. С. 59-67.

Абатуров Б.Д, Кулакова Н.Ю. 2010. Роль выпаса животных и степных палов в круговороте азота и зольных элементов в степных пастбищных экосистемах // Аридные экосистемы. Т. 16. № 2. С. 54-64.

Абатуров Б.Д., Нухимовская Ю.Д., Кулакова Н.Ю. 2016. Первичная продуктивность степных растительных сообществ в комплексной полупустыне северного Прикаспия // Успехи современной биологии № 5. С. 439-448.

Авдеев В.Д. 1964. Что такое степь? // Ботанический журнал. Т. 49. Вып. 1. С. 75-84.

Богатов А. 1899. О степной растительности, в связи с вопросом о причинах безлесия южнорусских степей // Лесной журнал. Вып. 4. С. 550-575.

Быстрицкая Т.Л., Осычнюк В.В. 1975. Почвы и первичная биологическая продуктивность степей. М.: Наука. 109 с.

Величко А.А., Морозова Т.Д., Борисова О.К., Тимирева С.Н., Семенов В.В., Кононов Ю.М., Титов В.В., Тесаков А.С., Константинов Е.А., Курбанов Р.Н. 2011. Этапы становления аридной зоны юга России (по материалам строения лессово-почвенной формации Доно-Азовского региона) // Изучение и освоение морских и наземных экосистем в условиях арктического и аридного климата. Ростов-на-Дону: издательство ЮНЦ РАН. С. 140-143.

Верещагин Н.К., Громов И.М. 1977. Формирование териофауны в четвертичном периоде // Успехи современной териологии. М.: Наука. С. 32-45.

Гунин П.Д. 1990. Экология процессов опустынивания аридных экосистем. М.: ВАСХНИЛ. 354 с.

Дидух Я.П. 2014. Что мы должны охранять в степных заповедниках // Степной бюллетень. № 40. С. 8-10.

Дмитриев П.П. 2006. Млекопитающие в степных экосистемах Внутренней Азии. М. 224 с.

Залиханов М.Ч., Лосев К.С, Шелехов А.М. 2006. Естественные экосистемы – важнейший природный ресурс человечества // Вестник РАН. № 7. С. 612-614.

Зарудный Н.А. 1897. Заметки по фауне млекопитающих Оренбургского края // Материалы к познанию фауны и флоры Российской империи. Отд. зоологический. Вып. 3. М. С. 1-42.

Каменецкая И.В. 1952. Естественная растительность Джаныбекского стационара // Труды Комплексной научной экспедиции по вопросам полезащитного лесоразведения. Т. 2. М.: Изд-во АН СССР. С. 101-162.

Кириков С.В. 1983. Человек и природа степной зоны. М.: Наука. 128 с.

Кольцов А.В. 1839. Параллель. Алексей Кольцов. Все стихи. [Электронный ресурс https://45ll.net/aleksey_koltsov/v_stepi.html (дата обращения 10.03.2020)].

Коржинский С.И. 1888. Северная граница черноземно-степной области восточной полосы Европейской России в ботанико-географическом и почвенном отношении. Ч. 1 // Труды

Общества естествоиспытателей при Казанском университете. Т. 18. Вып. 5. Типография Императорского Университета. 253 с.

Кулакова Н.Ю. 2008. Влияние искусственных лесных экосистем на состояние основных элементов питания в почвах глинистой полупустыни Северного Прикаспия (на примере Джаныбекского стационара). Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. М. 24 с.

Лавренко Е.М. 1940. Степи СССР // Растительность СССР. Т. 2. М.-Л.: Изд-во АН СССР. 265 с.

Мильков Ф.Н., Гвоздецкий Н.А. 1958. Физическая география СССР. М.: Государственное издательство географической литературы. 351 с.

Мушкетов И.В. 1895. Геологические исследования в калмыцкой степи в 1884-1885 гг. СПб. 202 с.

Ничипорович А.А. 1973. Основы фотосинтетической продуктивности растений // Современные проблемы фотосинтеза. М.: Изд-во МГУ. С. 17-43.

Павлов Д.С., Стриганова Б.Р., Букварёва Е.Н. 2010. Экологоцентрическая концепция природопользования // Вестник РАН. Т. 80. № 2. С. 131-140. [*Pavlov D.S., Striganova B.R., Bukvareva E.N.* 2007. An Environment-Oriented Concept of Nature Use // Herald of the Russian Academy of Sciences. Vol. 80. No. 1. P. 74-82.]

Пачоский И.К. 1917. Описание растительности Херсонской губернии. Херсон. Херсонский естественноисторический музей. 366 с.

Разумовский С.М. 1981. Закономерности динамики биоценозов. М.: Наука.. 231 с.

Семенова-Тян-Шанская А.М. 1977. Накопление и роль подстилки в травяных сообществах. Л.: Наука. 191 с.

Слудский А.А. 1963. Джуты в евразийских степях и пустынях. Труды Института зоологии АН КазССР. Алма-Ата. Т. 20. С. 5-88.

Судницын И.И. 1979. Движение почвенной влаги и водопотребление растений. Издательство Московского университета. 255 с.

Ткаченко В.С. 2014. Детерминировано природой // Степной бюллетень. № 40. С. 5-7.

Уатт К. 1971. Экология и управление природными ресурсами. М.: Мир. 463 с. [*Watt K.E.F.* 1968. Ecology and Resource Management: A Quantitative Approach. McGraw-Hill Book Co., Inc., New York. 450 pp.]

Шалыт М.С. 1950. Подземная часть некоторых луговых, степных и пустынных растений и фитоценозов // Геоботаника. Вып. 6. С. 205-442

Belnap Ja. 2006. The Potential Roles of Biological Soil Crusts in Dryland Hydrologic Cycles // Hydrological Processes. No. 20. P. 3159-3178.

Formosov A.N. 1928. Mammalia in the Steppe Biocenose // Ecology. Vol. 9. No. 4. P. 449-460.

Jackson R.B., Canadell J., Ehleringer J.R., Mooney H.A., Sala O.E., Schulze E.D. 1996. A Global Analysis of Root Distributions for Terrestrial Biomes // Oecologia. Vol. 108. No. 3. P. 389-411.

Larcher W. 1995. Physiological Plant Ecology. Berlin: Springer. 506 p.

Mokany K., Raison R.J., Prokushkin A.S . 2006. Critical Analysis of Root: Shoot Ratios in Terrestrial Biomes // Global Change Biology. Vol. 12. P. 84-96.

ECOSYSTEMS: ECOLOGY AND DYNAMICS, 2020, Vol. 4, No. 2, Pp. 26-45

STRUCTURAL ORGANIZATION OF ECOSYSTEMS AND PATTERNS OF THEIR DISTRIBUTION

UDC 599.323.4:631.431

NATURAL STEPPE ECOSYSTEMS AND WHAT THEY TRULY ARE[1]

© 2020. B.D. Abaturov, L.V. Molchanova

A.N. Severtsov Institute of Ecology and Evolution of the Russian Academy of Sciences
Russia, 117071, Moscow, Leninsky Avenue, 33. E-mail: abaturovbd@mail.ru

Received March 16, 2020. After revision April 16, 2020. Accepted April 20, 2020.

Steppe ecosystems have suffered through major transformations, caused by long-term cattle grazing and ubiquitous land plowing, and now they lack life-supporting functions. Preservation and restoration of ecosystems the way they naturally are have become our main goals. It may seem that cease or restriction of grazing and plowing should make the natural condition of steppes restore. However, it is still unclear how much the natural ecosystems differ from the anthropogenically transformed ones, and what their functionality mechanics truly are. The types of animals' impact that have formed in the nature without any connection to human's activities (such as wild ungulates grazing, soil digging by steppe fossorials) are similar to such anthropogenic factors as cattle grazing and land plowing, to a certain extent. Grazing in steppe natural zones has always been a natural factor, playing its required role in ecosystems. In the natural conditions the activities similar to plowing are the mechanical soil processing carried out by numerous large and small animals living in the ground. All these types of vegetation and soil transformation are not a random phenomenon, but a regular one, and it spreads throughout the entire steppe zone, inhabited by animals. This phenomenon is similar to the anthropogenic impact in itself. Nature protection measures, aiming to restore natural ecosystems, must take into account the necessity to preserve these natural dynamic processes. Without these processes, the specific features of steppe ecosystems functionality inevitably disappear, followed by negative aftermaths and nature degradation.

Keywords: natural ecosystems preservation, anthropogenic and natural forms of functioning, land plowing, land digging caused by animals, cattle grazing, wild mammals grazing, natural ecosystems degradation.

DOI: 10.24411/2542-2006-2020-10058

Preservation of natural ecosystems is one of the priority tasks of the modern human society. Humans' life, as well as the life of every living creature on the planet Earth, depends on environment and plays a major role in its formation and functioning (Photo 1, 2). It is considered that all agricultural activities and various forms of nature usage have a negative effect on the environment, causing its degradation and replacing natural ecosystems with artificial ones. The latter do not have the required life-supporting functions and can lead humanity to a "social-economic catastrophe" in the nearest future (Zalikhanov et al., 2006). The call for wise limitation of nature usage or even its partial exclusion becomes more and more frequent. There are also some propositions for a principal change of the nature usage strategy by a directed preservation of life-supporting functions and introduction of technologies which imitate natural processes into agriculture (Pavlov et al., 2007). The requests for necessary preservation and restoration of ecosystems in their original condition become popular. However, it is still unclear what exactly should be called natural ecosystems, what they really are, how much they differ from the artificial ones, and what their functionality mechanics truly are. We will try to clarify this problem by the example of steppe ecosystems which have suffered major transformations for many millennia, caused

[1] The work was sponsored by the Russian Foundation for Basic Research (project No. 18-04-00172) "Toxic Components in Vegetation of the Natural Pastures as the Quality Indices of Forage Resources, Their Influence on Food Availability and State of the Herbivorous Mammals in the Terrestrial Ecosystems".

by humans' agricultural activities.

Photo 1. "...the steppe grows white with dense needle grasses, and green it does grow with soft silken grasses" (Koltsov, 1839). This is how we imagine an intact natural steppe.

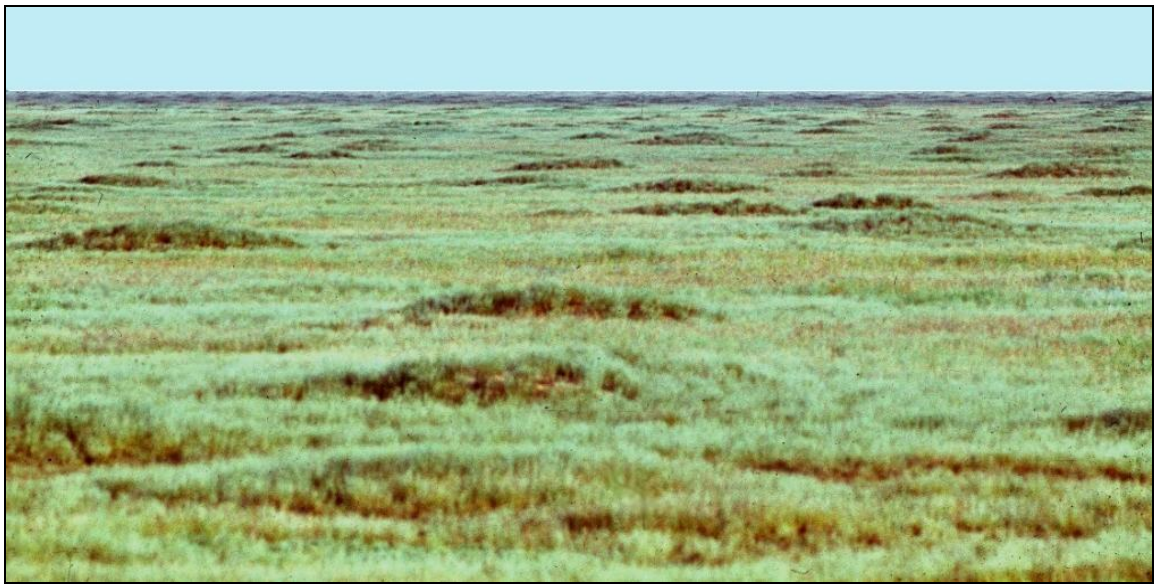


Photo 2. "…the ground squirrels' hillocks, uniform in their shape and composition, appear in a vast amount, covering areas of dozens and even hundreds of square versts, and form steppe into a very specific patchy and lumpy shape. … ground squirrels play quite a big geological role..." (Mushketov, 1895). And this is how the steppe actually is.

Are the Grasses or Trees More Common for Steppe Zone?

The modern conception of a steppe ecosystem is a natural complex of living and inert components, formed in the arid climate at the absolute dominance of herbaceous plants with shrubs, semi-shrubs and steppe bushes. The dominance of herbs is a necessary attribute of steppe ecosystem. It is known that steppe formations appeared more than a million years ago, while their modern look was formed in the Pleistocene interglacial period, in the prehistoric era (Velichko et al., 2011). However, the existence of grassy steppes as independent indigenous natural formations has been questioned for many years. At the turn of the XIX century there was a popular idea that steppe territories were originally covered with forests, and therefore their modern look with scarce, in a common sense, herbaceous vegetation is a secondary phenomenon, result of humans' destructive activities (Avdeev, 1964; Razumovskii, 1981). In the end of the XIX century and in the next one there was another idea that steppe plants were slowly supplanted by forests, however, now the process is being constrained by humans (Korzhinskii, 1888). The actual display of such concepts can be seen in humans' intention to afforest the existing steppe territories, aiming to replace the scarce vegetation with rich woody (forest) plants and hoping to restore the original natural cover. This is evident in the modern plans to afforest hundreds of thousands hectares in the steppe territories.

We have to admit that humanity still does not have a clear understanding of which vegetation type is more common for the steppes, the scarce herbs or seemingly more rich forest plants. In the late XIX century all existing conceptions were analyzed and proved them unconvincing, so the problem is still unresolved (Bogatov, 1899). Obviously, the search for truth requires an understanding of the relative vitality of woody (forest) and herbaceous (meadow, steppe) plants in the arid climate[2], the main limiting factor of which is water availability for plants. It has been long known that the natural vegetation communities use the available food resources regardless of their species composition. Moreover, "the plants of cenoses use the absorbed energy of photosynthetic active radiation, with more or less similar coefficients of efficiency. According to this, with the optimal availability and analogous conditions, different phytocenoses form more or less similar crops" (Nichiporovich, 1973, p. 36). Apparently, when available soil moisture is scarce, but the water availability is similar, trees and grasses are equally productive and form organic masses, close in their values. However, the similarity ends there. Distribution of organic production between the structural parts of trees and grasses is fundamentally different. Trees accumulate most of the photosynthesis products (40-50%) in their aboveground parts (trunks and branches), thus forming a large amount of woody organic material, specific for the forest ecosystems (table 1). Herbaceous plants accumulate these products mainly in the underground parts, providing themselves with a compensating increase of their underground organic mass and, primarily, roots. Steppe grasses get from 80 to 95% of the total vegetation mass, and woody plants get no more than 25%. As a result, the water availability of the roots significantly increases for the herbaceous plants. Relation between the root mass and living aboveground mass of the mainly photosynthesizing organs (leaves) of the meadow and steppe herbaceous communities is many times higher (4 to 27) than one of the forest communities (lower than 0.6; table 1)

Eventually, water consumption in the herbaceous communities is significantly higher and is proportional to their roots concentration in a soil layer (Sudnitsyn, 1979). It makes grasses win the competition for water when it is scarce, and provides them with dominance over woody plants, therefore, shaping the steppe grass formation. It is clear that during the period of water deficit in the steppe climatic area, herbaceous communities become more viable than the forest ones. Therefore, the herbaceous zonal steppe is indigenous for the climatic conditions of steppe natural zone, it is a natural formation, while the forest communities are extraneous for the automorphic steppe habitats.

[2] The deficit of water in the arid territories results in a negative water balance: water consumption (evaporation) exceeds its intake (sum of precipitation).

The long-term humanity's intention to enrich steppes with artificial afforestation, thus giving them a seemingly natural look by "returning" forests, is not only unjustified, but also impossible.

Table 1. Share of underground mass (roots) in the phytomass of various zonal vegetation types (Abaturov, 2014).

Plant community and its geographical location	Mass of roots (% of the total vegetation mass of phytocenosis)	Relation between the mass of roots and live aboveground mass	Calculated according to the literature sources
Beech forest, Denmark*	17	0.59	Larcher, 1995
Deciduous forest of temperate zones	19	0.23	Jackson et al., 1996
Boreal forest	24	0.32	Jackson et al., 1996
Boreal forest	–	0.39	Mokany et al, 2006
Meadows of forest zone (Zhitomir and Chernigov Regions)	81	4.13	Shalyt, 1950
Meadows of temperate zones	–	4.2	Mokany et al., 2006
Meadows of temperate zones	83	3.7	Jackson et al., 1996
Cold deserts	82	4.5	Jackson et al., 1996
Meadows of forest-steppe zone (Kursk Region)	87	6.70	Shalyt, 1950
Steppe with needle grass and Volga fescue (Kherson Region)	93	13.8	Shalyt, 1950
Steppe with Volga fescue and needle grass (Western Kazakhstan Region)	90	13.3	Kamenetskaya, 1952
Xerophytic dry steppe (Western Kazakhstan Region)	96	21.7	Kamenetskaya, 1952
Deserted steppe (Kherson Region)	96	26.9	Shalyt, 1950

Notes to table 1: * – the calculations were applied to the annual production; the live aboveground mass included only leaves.

We should understand that the enrichment of the steppe territories by afforestation is misleading: production and the total accumulation of organic matter (underground and aboveground) in the herbaceous steppe does not yield to the forest community, the most organic matter of which is presented mainly by the dead wood, but even exceeds it, considering both the aboveground and underground organic mass, including soil humus.

Nevertheless, the natural forest communities are widespread and common for the steppe climatic zone, however we should remember that they are spread only locally, forming separated forest stands and wooded ravines in the spots with extra moisture (relief lows, hollow outlets, river valleys etc.) and are basically the non-zonal natural formations. As the result of high water availability, increased density of leafage and mutual leaves shading, the competition for water becomes the competition for light, and here the trees have an advantage. Their long trunks allow them to lift the canopy (leaves) over the assimilating organs of other plants (herbs, bushes), thus giving them an advantage to use light, which is the main condition for the forming of a close tree stand, i.e. a forest community in those local habitats. In this case the trunks can fully play their functional role, providing the trees with more efficient usage of the limiting factor (light) and dominance in the vegetation cover.

Animal Grazing as a Natural Environment-forming Factor

As follows from what has been said, the natural vegetation cover of the automorphic steppe landscape (i.e. the one that lacks extra soil moisture) is presented with the herbaceous type of vegetation. A classic example of the natural steppe is a mixed-grasses-tussock-cereals steppe, mostly with needle grass (photo 1; Лавренко, 1940). According to some of the existing conceptions, these steppes were common and natural on the Earth during the pre-anthropogenic period, and now it is believed that they have been deeply transformed by the influence of the agricultural human activities, especially the long-term cattle grazing and widespread land plowing, and became very rare or even disappeared from most of the steppe regions. It seems that cease of grazing or its restriction should create the required conditions for the restoration and preservation of that natural steppe tussock-cereals (needle grass) vegetation. But is it really so, could these steppes exist stably ages ago, and can they exist now, if the agricultural activities will be completely stopped?

The animal grazing in the steppe natural zones has always been, even before humans' intervention, a natural phenomenon, playing major roles in the ecosystems. In the past these animals were wild herbivorous mammals, now they are replaced with the farm animals. Certainly, the activities types of the wild and farm animals are not equal, but their functions in the ecosystems and their impact on the environment are quite comparable. In the recent past a complex of wild ungulates was common for the steppe, semi-deserted and deserted landscapes. It included such species as onager (*Equus hemionus* Pall.), Przewalski's horse (*E. Przewalskii* Pol.), Bactrian camel (*Camelus bactrianus* L.), saiga (*Saiga tatarica* L.), black-tailed gazelle (*Gazella subgutturosa*), wild sheep (*Ovis* spp.) and others (photo 3-6).

All of them were common and numerous inhabitants of the steppes and tepid deserts. In the 1970s the winter herds of onagers in Kazakhstan semi-deserts had thousands of animals (Sludskiy, 1963). In the middle of the XIX century numerous herds of the Eurasian wild horse (tarpan) were a common sight in the dry steppes and semi-deserts of Greater Caucasus Region and the interfluve of the Volga and Ural rivers (Kirikov, 1983). According to the records of many researchers, in the early XIX century in the prairies of the North America there were 50-80 million of bison (*Bison bison*), 40-100 million of pronghorns (*Antilocarpa americana*), and the total number of the wild ungulates was very close to the modern cattle – 103-118 million instead of 191 million (Watt, 1968). In the protected nature areas of the African savannahs, where the ecosystems were preserved in their original condition, the wild ungulates communities are exceeding the farm ones by the pasture load and their functional significance to ecosystem. The idea that the numbers of wild mammals were very dense in the natural landscapes, is supported by some paleontologists (Vereshchagin, Gromov, 1977). They believe that in the late Pleistocene mammoth steppes the numbers of large ungulates in the herds were very close to the ones that can be seen in the protected African territories nowadays. The scale

and role of the animal grazing in the nature is one of the most important global factors, providing us with the understanding of the formation, functioning and dynamics of the most terrestrial ecosystems, distributed in the steppe and semi-deserted regions of the Earth.

Photo 3. Przewalski's horses and Bactrian camels, grazing together on a steppe ("Zhivaya Priroda Stepi" association, Manych settlement, Rostov Region, April 2016).

Photo 4. Herd of American bison, grazing in a cereal steppe ("Zhivaya Priroda Stepi" association, Manych settlement, Rostov Region, June 2018).

It is considered that grazing is a destroying factor, causing steppes degradation (desertification). However, now it is known that increased animal grazing is not the only one to cause vegetation degradation, because its total exclusion or just a simple restriction are equally fatal to the steppe ecosystems, and are leading to the disturbance of indigenous steppe systems (Abaturov, 2006). The main reason for these disturbances is accumulation of the non-decomposed dead vegetation

mass (litter), the environmental importance of which was described for the first time in the XIX century by I.K. Pachosky (1917) in the steppes of Circum-Pontic Region, and studied in the Central Black Earth Nature Reserve (Kursk Region) by A.M. Semenova-Tyan-Shanskaya (1977). The absence of grazing in the protected nature territories makes the litter mass (steppe "felt") grow up to 10 t/ha, while on the pastures it is always lower or is not present at all (fig. 1). A sturdy and thick litter layer oppresses many plant species, obstructing and slowing down their growth in spring, and excludes their seed regeneration. The tussock cereals are the most vulnerable to this, especially the needle grasses. The absence of seed regeneration leads to plants' aging and weakening, then thinning out, revealing clearly visible bare spots of ground which are covered with litter instead of herbs (photo 7). When litter starts to accumulate, the productivity of vegetation cover significantly drops; at the maximal thickness of litter (91 cwt/ha) the production[3] of the aboveground phytomass (37 cwt/ha), according to our data, was significantly lower than of the nearby pasture vegetation growing at the edge of the nature reserve (53 cwt/ha) with decreased (23 cwt/ha) thickness of litter (photo 7).

Nowadays it is well-known that litter formation causes a decrease of plants and animals' species diversity, makes the steppes overgrow with shrubs and bushes, and has other negative aftermaths which destroy the natural condition and functionality of the steppe ecosystem (Didukh, 2014; Tkachenko, 2014).

Photo 5. A herd of camels, grazing on a steppe fallow land (former arable land; "Zhivaya Priroda Stepi" association, Manych settlement, Rostov Region, July 2015).

In addition, the litter material keeps and excludes from the biological cycle a vast amount of mineral elements the plants feed on, including the available nitrogen (Abaturov, Kulakova, 2010). The material of steppe litter (according to the data for the meadow steppe of the Central Black Earth Nature Reserve) contains from 0.91 to 1.69% of nitrogen and 7.26-10.23% of mineral matter.

[3] Annual increase of aboveground vegetation mass.

Photo 6. Przewalski's horses on a cereal steppe pasture ("Zhivaya Priroda Stepi" association, Manych settlement, Rostov Region, October 2015).

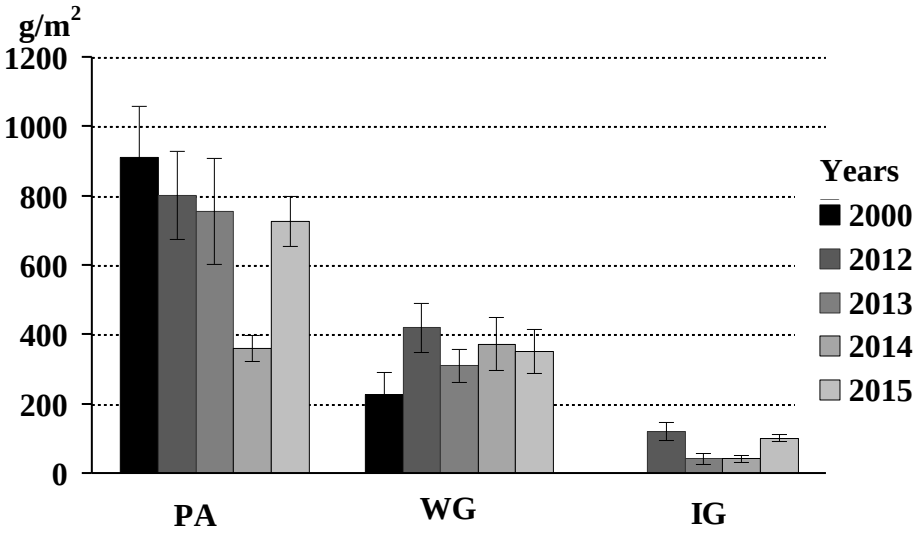


Fig. 1. Mass of steppe litter (g/m^2, dry weight) in the steppe mixed-grasses-cereal communities of the Northern Caspian Region (Dzhanybek). *Legend:* PA – protected area, WG – area with weak grazing level, IG – pasture with intense grazing (Abaturov et al., 2016).

At the constant stock of dead vegetation material (litter), reaching 9000 kg/ha in the protected nature areas (Bystritskaya, Osynchyuk, 1975; Semyonova-Tyan-Shanskaya, 1977), it holds and excludes from the biological cycle about 50-160 kg/ha of nitrogen and 400-500 kg/ha of mineral matter. It seems the values are only an insignificant part of their composition in the root-inhabited soil. In the deserted-steppe (meadow-chestnut and solonetzic) soils of the Northern Caspian Region (Dzhanybek Station of the Russian Academy of Sciences) a layer of 0-30 cm thickness contains 6400-10800 kg/ha of total nitrogen (fig. 2). However, it must be considered that most of this nitrogen is in the humus, non-decomposed root mass, i.e. in a form inaccessible for plants and it is not part of the biological cycle. Meanwhile the content of mobile soluble easily hydrolysable nitrous compounds does not exceed 400-500 kg/ha, and the amount of easily nitrifying and more mobile nitrogen forms, available for plants, is 220-230 kg/ha (fig. 2).

Photo 7. Steppe vegetation state in the area where grazing is prohibited (on the left) and in the near grazing area (on the right; Dzhanybek Station, in 2000).

Considering these exact "useful" forms of nitrogen, the steppe litter conserves and excludes from the plant ration the mass of scarce and easily accessible nitrogen, which value is equal to the value of half the nitrogen contained in the soil (Abaturov, Kulakova, 2010). Undoubtedly, during vegetation period plants draw the maximal amount of these compounds from the soil, accumulating them in the dead vegetation mass, excluding from the biological cycle and causing nitrogen deficiency for plants to feed on. The amount of available nitrogen compounds and other nutrients significantly depletes, the soil fertility drops.

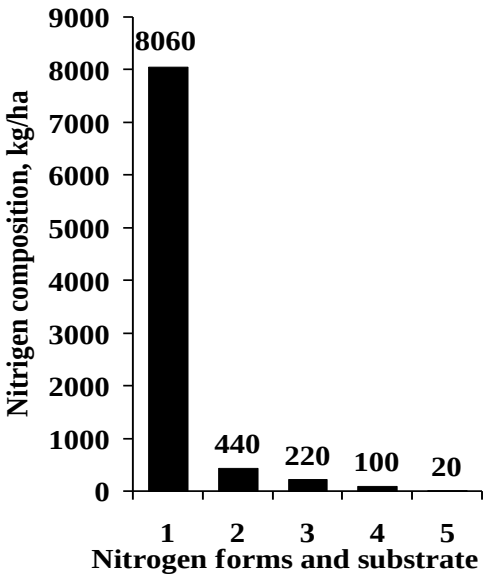


Fig. 2. Stocks of various nitrogen forms in the ground, in the steppe litter and in the aboveground phytomass. *Legend:* 1 – total nitrogen in a layer of 0-30 cm depth in the meadow-chestnut soil, 2 – easily hydrolyzable nitrogen in the same substance, 3 – easily nitrifiable nitrogen in the same substance, 4 – nitrogen in the steppe litter, 5 – nitrogen in the aboveground vegetation mass (Kulakova, 2008).

Under these conditions the activities of phytophages become the most important ones for the ecosystems functioning, especially of the herbivorous mammals. Animals of the steppe pastures eat the most part of the aboveground vegetation mass, process it during digesting and metabolism and then fully return it to the root-inhabited ground, with its mobile (available for plants) nutrients. Most of the utilized organic nitrogen assimilates when digested, and returns to the ground as the products of metabolism (urea, ammonia), where they transform and become available for plants. About 15 kg/ha of nitrogen returns back this way (Abaturov, Kulakova, 2010).

Apparently, accumulation and negative role of steppe litter is a regular phenomenon, common for the steppe ecosystems, where the high enough productivity of herbaceous plants combines with the activity of reducers (ground invertebrates, fungus and microorganisms), decreased due to the arid climate. In these conditions the reducers' roles are played by the herbivorous mammals that restore the balance between synthesis and destruction of vegetation organic matter, thus preventing the dead vegetation mass from accumulation.

We should accentuate that without any

grazing of the herbivorous mammals the steppe litter is not the only one to form in the territory; another type of specific and ecologically important dead vegetation mass is the steppe dry grass. It forms after the plants finished their vegetation and died, but the dry stems stayed attached to the roots (photo 8).

In the steppe ecosystems steppe dry grass has a special ecological meaning. Those steppe plants, especially the cereals, that finished their vegetation to the midsummer, then accumulated in large amounts due to the absence of animal grazing and formed a layer of dry flammable litter, are a source of constant steppe fires, which are very common for steppes where the grazing animals are scarce or absent. It became especially noticeable in the European and Asian steppes in the past decades, after cattle herds and grazing were reduced. The latter had caused the steppe fires to widely spread in these territories, when fire was regularly covering large areas of the mixed-grasses-tussock-cereals steppes of Russia and Kazakhstan.

The pasture influence affects vegetation as well as soil properties. It is well known that in the arid ecosystems on the bare spots between the plants a layer (crust) of lichen, algae and moss develops. It has a negative effect on the water-physical properties of the environment, and changes the soil moisture regime, significantly decreasing its water permeability (photo 9; Gunin, 1990; Belnap, 2008). Formation and efficiency of this crust depend on grazing intensity. In the dry steppes of the Northern Caspian Region (Dzhanybek Station) the share of ground surface, covered with such crust of cyanobacteria (*Nostoc* spp.), lichens (*Calopla caraesaeneni*, *Endopyrenium desertorum*) and moss (*Tortula desertorum*), was noticeably dropping from 97% without grazing to 37% on the pasture. Meanwhile, soil permeability on the pastures unlike the territories without grazing was growing 5 timed as the result of the ground cover destruction caused by the hooves of the grazing animals (table 2). In this case, grazing of herbivorous mammals, farm animals included, becomes an important element of the steppe ecosystem functioning.

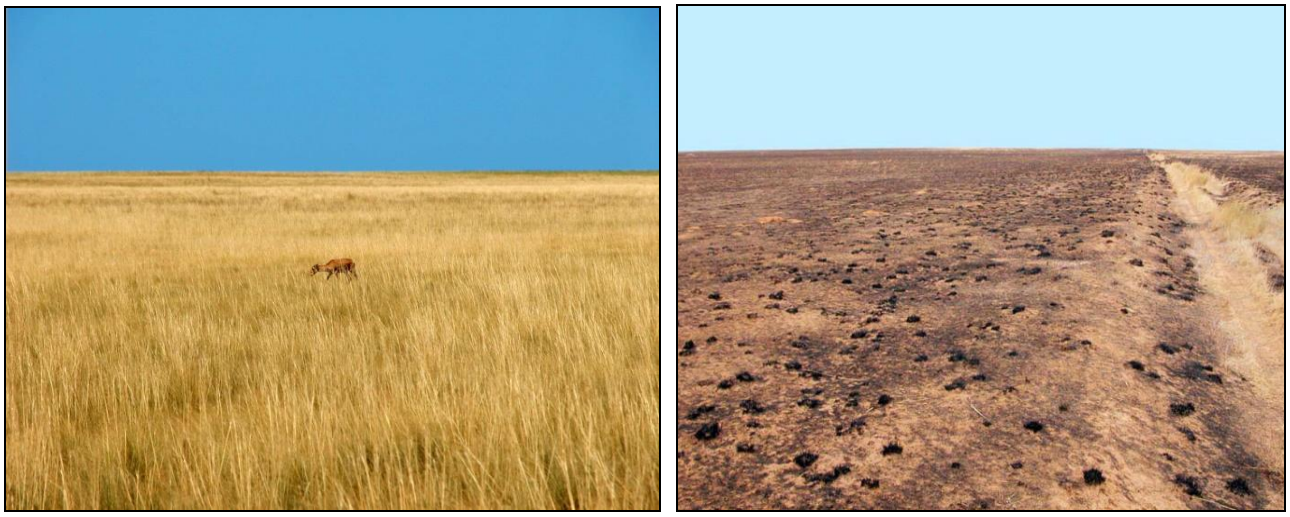


Photo 8. Steppe during the dry summer period, with cereal plants that already finished their vegetation and turned into steppe dry grass (on the left), under the same conditions but after a steppe fire (on the right; Kalmykia, July 2007).

These examples are an evidence of the important functional role of grazing animals that control many ecological processes in the steppe ecosystem, therefore becoming the significant factor of the natural functioning of the steppe ecosystem. They prove that animal grazing (including the farm ones) has a very specific role in the natural functioning and preservation of the steppe ecosystem. It makes the steppe territories, affected by the grazing of the wild and, to a certain extent, farm

animals, be referred to as the natural, stably functioning steppe ecosystems. And vice versa, without the grazing animals the forming ecosystems should be considered disturbed and having no specific features of functioning and appearance, typical for the steppes.

Photo 9. Ground surface in the nature reserve without cattle grazing (on the left), with a crust of lichens (*Caloplaca raesaeneni*, *Endopyrenium desertorum*), moss (*Tortula desertorum*) and algae (*Nostoc* spp.), and in the nearest pasture for livestock (on the right).

Table 2. Changes of soil permeability on the saliniferous solonetz, affected by cattle grazing, Dzhanybek, in 1984 (Abaturov, 1991).

Index	Nature reserve	Pasture with moderate grazing	Pasture with intense grazing
Permeability coefficient, mm/minute	0.055±0.001	0.054±0.004	0.240±0.019
Total amount of water, absorbed in 260 minutes, mm	82.4±6.47	75.9±9.48	109.8±7.50

Mechanical Disturbance of Steppe Soils is a Natural Process

Land plowing is the most important anthropogenic factor, destructive for the steppe ecosystems. However, even in the natural environment the processes similar to plowing are quite common, unavoidable and widely performed by the vast amount of large and small fossorial animals, when they process the soil mechanically. Specific soil-forming processes start in the areas, disturbed by these activities, and as the result the complicated steppe ecosystems acquire some specific features. For example, the ongoing long-term (thousands of years) activities of the ground squirrels (*Spermophilus pygmaeus*) that widely inhabit the steppe significantly change its look (photo 10). They dig up holes, forming little hills on the ground surface, and the hills form a typical "squirrel-genic" landscape, which is common for the wide steppe territories.

The mole vole (*Ellobius talpinus*) is another very common animal, the activities of which are widely spread in the steppes. It feeds on the roots of steppe plants and lives in the ground. The way it processes soil is similar by its form and scale to the anthropogenic land plowing of the steppe lands (photo 11). People noticed the mole vole's activities many years ago. The mole vole

("digger") "digs the ground very intensely and leaves the piles of ground on the surface, and from afar it looks like it's been freshly plowed...; the piles stand so close to each other that often for ten steps around there isn't enough space to place a foot. This little animal doesn't threaten the human's agriculture very much, on the contrary, while loosening the soil, it makes the ground "fluffy", as the gardeners call it, and makes it more fertile; at least, I happened to notice that in the areas where the diggers had been living for a long time, the hayfields improved and the meadowsweet and pea-tree began to grow" (Zarudniy, 1897). After these animals deplete the available food resources (underground plant organs), they move to another undisturbed place. Then, the abandoned, exhausted and dug territory turns into a typical steppe fallow with annual plants (photo 11).

Photo 10. Typical landscape of a steppe formed by ground squirrels, created and maintained by the long-term activities of *Spermophilus pygmaeus*.

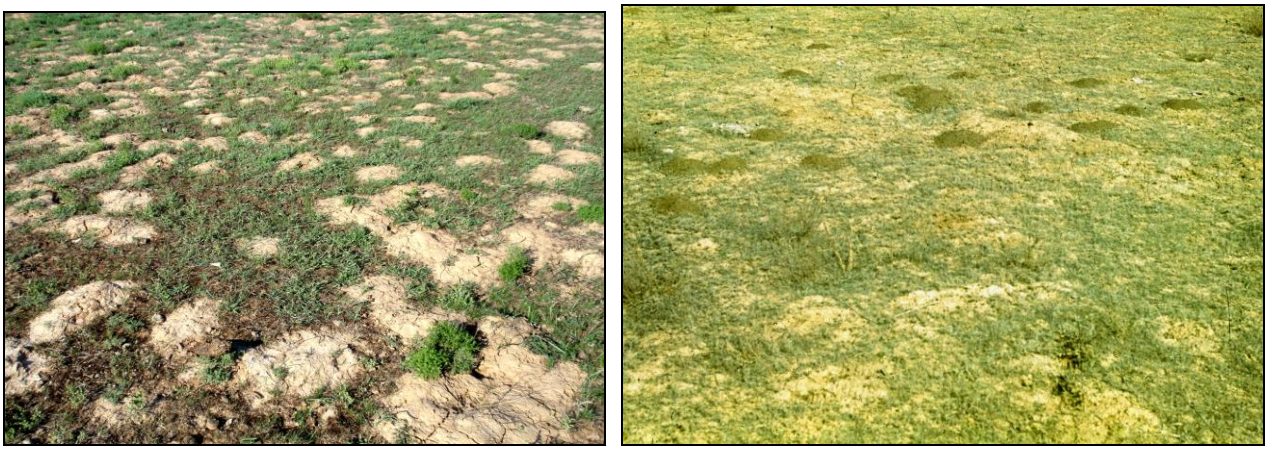


Photo 11. Steppe ground dug by mole voles: a freshly dug spot on the left, an abandoned spot (fallow land) on the right.

The systems of voles' holes (*Lagurus lagurus*, *Microtus socialis*, *Lasiopodomys brandtii* etc.), the single holes of various species of ground squirrels and other rodents make the upper soil layers loose, the animals pierce the water-impenetrable horizons with their holes and tunnels, turning soil cover sieve-like, thus making its depth easily accessible for precipitation (photo 12; Formosov, 1928;

Abaturov, Zubkova, 1972; Abaturov, 1984; Dmitriyev, 2006). Otherwise, without these holes the precipitation water stagnates on the ground surface, soil becomes silted, and the bared takir-like spots start to form (photo 13). As the result of regular changes or rotation of the habitats used by these animals (or, according to A.N. Formozov's (1928) terminology, of the shifting system of agriculture), the entire steppe surface can be quickly (on a scale of a century) and thoroughly dug.

a)

b)

c)

Photo 12. Holes of *Microtus socialis*: a) in Kalmyk steppe in April 2018, with the wild grasses in the spot of abandoned holes in the background, and new holes in the foreground, b) new inhabited holes in the Northern Caspian Region (Dzhanybek Station, June 2014), c) permanent holes on a pasture of a mixed grass steppe in the Manych River valley (Manych settlement, Rostov Region, April 2016).

The aftermaths of this zoogenic soil transformation are mostly permanent and more influential than the usual anthropogenic plowing, after which the gradual soil recovery begins, returning lands to their original condition. Every year in the dry steppe of the Northern Caspian Region (Dzhanybek Station), when hibernation is over the population of the little ground squirrel (*Spermophilus*

pygmaeus Pall.) comes to the ground surface from its wintering holes and builds hectares covered with separated holes. Each of them is a vertical drain, 5-6 cm in diameter, piercing the ground, including the water-impenetrable solonetzic layer, down to about 1 m, thus opening the access for the melt and rain water to the saline soil depth (photo 14).

Photo 13. Slightly flooded ground surface after the rain (June 2012) without rodents' holes (on the left), and a bare patch with silted soil in a flooded area (on the right; October 2012).

Photo 14. A vertical spring hole of *Spermophilus pygmaeus* (its spring exit after hibernation) on the saliniferous solonetz (a vertical ground drain about 100 cm deep (Dzhanybek Station, May 2008).

In the spring after the snow has melted away solonetzic saline soils of the Northern Caspian Region steppes can be moisturized along these holes down to 1.5 m depth, while usually (without the holes) water cannot penetrate deeper than to 40-50 cm (fig. 3). The changing pattern of the moisturizing of the dug up soils causes severe transformations of their morphology, structure, composition, chemical and physical properties. The saline regime and solonetzic characteristics of these soils change very quickly, followed by the soils significantly thickening, sinking and forming depressions (fig. 4). This process is permanent and causes formation of kettles with chestnut soils and

steppe mixed-grasses-cereals vegetation and bushes. Then a microrelief forms with kettles and complex soil-vegetation cover, which makes the formed steppe look patchy (photo 15, 16).

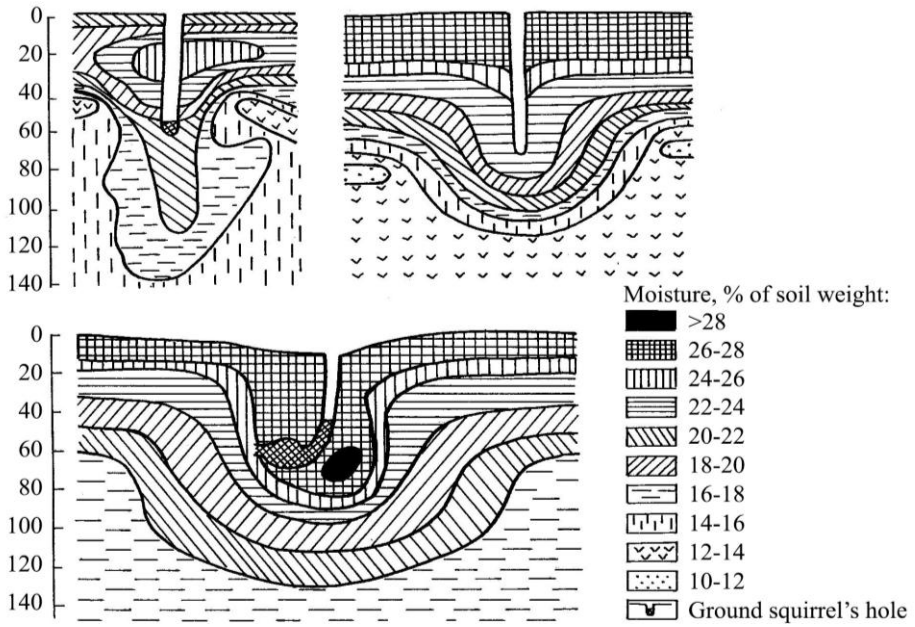


Fig. 3. Soil moisture along the vertical holes of *Spermophilus pygmaeus* (Abaturov, Zubkova, 1972).

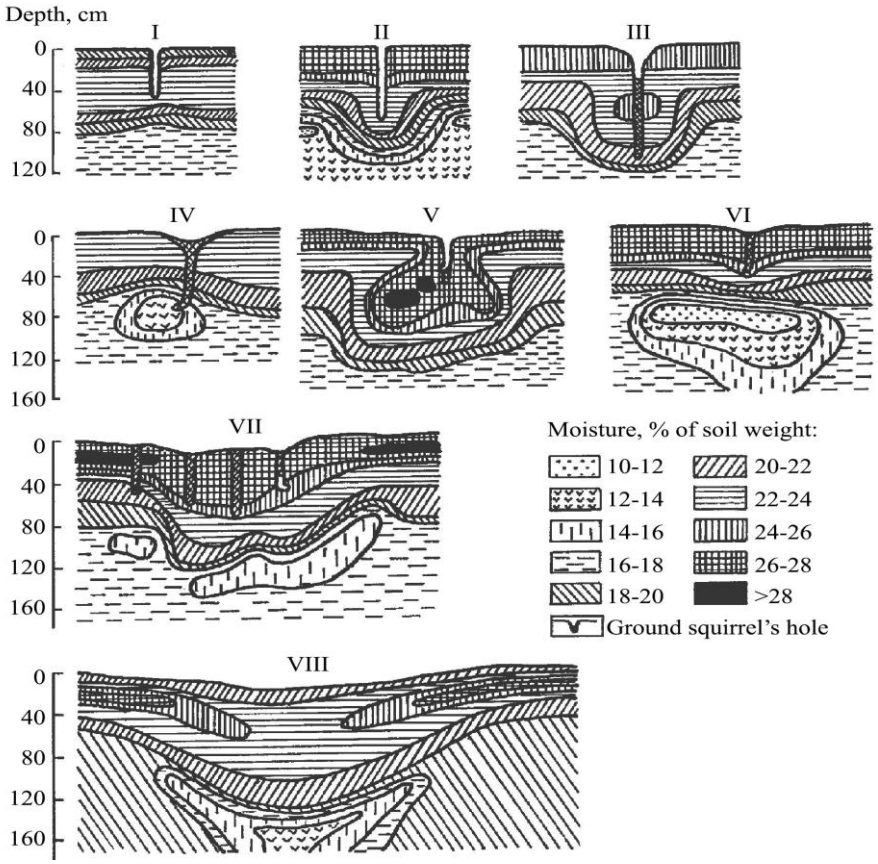


Fig. 4. Stages of a small kettle (VIII) formation with light chestnuts soil under the influence of the vertical holes of *Spermophilus pygmaeus* (Abaturov, Zubkova, 1972).

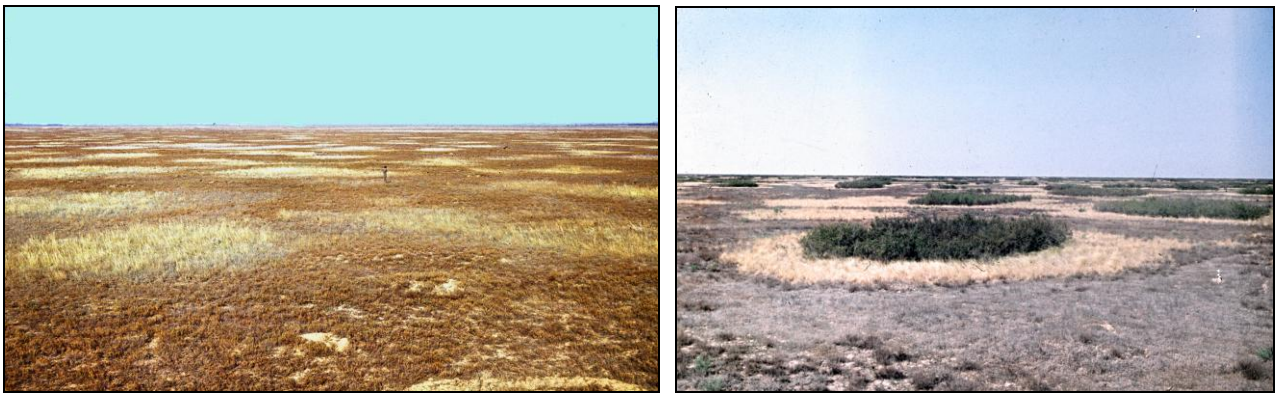


Photo 15. Microrelief with kettles in a steppe of the Northern Caspian Region with tussock cereals (*Stipa* spp., *Festuca valesiaca*) along the kettles, and with black sagebrush (*Artemisia pauciflora*) on the micro-sags (leftward), and bushes (*Spiraea hypericifolia*) along the west kettles (on the right; photo by G.V. Lindeman; Dzhanybek and its neighborhood, September 1970).

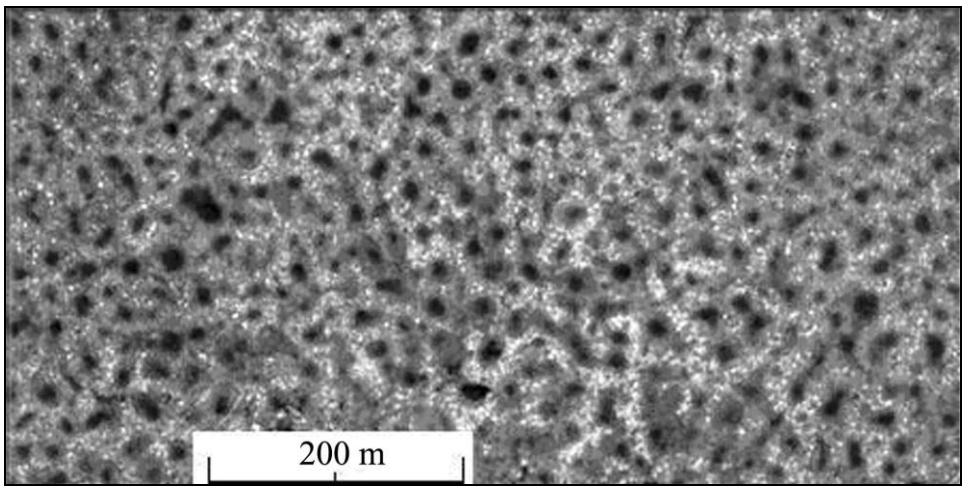


Photo 16. Satellite imagery of a steppe landscape with micro-kettles in the Northern Caspian Depression: the dark spots are the kettles with steppe mixed grass and cereals (N 49° 05', E 46° 11', August 2003).

As the result, the environment becomes diverse. Elements of different nature zones combine there in the same landscape (Milkov, Gvozdetskiy, 1978). There the typical meadow and steppe chestnut and black-earth-like soils in the kettles can be found side by side with the deserted solonetz and solonetzic soils on the micro-kames, while the meadow-steppe mesophilic mixed-grasses-cereals and bushy vegetation alternates with xerophilic mixed grasses communities, halophilic herbs and semi-shrubs.

We can name even more examples of natural transformation of the steppe soils under the influence of mechanical activities of animals; they are various, widespread and well-known, like in Mongolian steppes (Dmitriyev, 2006). They all definitely prove that such forms of soil transformation are not a random phenomenon, but a regular natural process, which covers the entire steppe territory inhabited by animals. Essentially, this phenomenon is the same with the anthropogenic impact. In both cases it can be seen in the mechanical disturbance of soil composition, structure and functions.

The differences can only be noticed when this phenomenon becomes too intense (i.e. constant

plowing) or the transformations become irreversible in the case of some mammals' activities. This is a natural process, and the ecosystems that form under its influence are the natural formations, with no significant differences between them and the anthropogenically created artificial ones. In both cases it is a very important and often highly required phenomenon to provide a stable ecosystem functioning. Certainly, the measures of protection, aiming to restore the natural ecosystems, should take into account the necessity to preserve the processes that provide diversity of such ecosystems and create a specific type of their natural functioning.

Conclusion

Many types of mechanical impact on the terrestrial ecosystems, similar to the anthropogenic ones, such as cattle grazing, land plowing etc., are common for the natural environment as well, without any connection to the humans' activities. They have always been inherent for the steppe ecosystems, the best examples for this are wild ungulates grazing and ground digging by fossorial animals. Wild and farm animals equally play their specific and sometimes very similar roles to form and stabilize the existence of the steppe ecosystems. Their activities in both cases are necessary, to a certain extent, condition for the natural and stable ecosystems functioning, while their absence causes disturbance and degradation. For example, it applies to the efficient role of animals in recycling of an excess of overgrowing vegetation mass, which in its turn provides a balance to the processes of accumulation and destruction of organic matter, created during photosynthesis, a normal functioning of biological cycle in an ecosystem, and a sustainable functioning of its vegetation components. Essentially, they are similar to many anthropogenic types of impact. The difference is only in their scales and intensity of their effect; for example, it can be constant plowing, excessive pasture load due to cattle grazing and common for anthropogenic types of impact, or irreversible changes, caused by many types of wild animals' activities. The exclusion of such activities always has negative aftermaths. For example, a cease or decrease of cattle grazing on the steppe pastures in the last 10 years has become the main reason for the ubiquitous distribution of steppe fires, which constantly affect the steppe territories of Russia and Kazakhstan.

We have to admit that all the true steppe ecosystems have been formed under the impact of these exact mechanisms, mostly natural, and now these steppes are natural formations that have no significant differences from the same ecosystems with anthropogenic origin. The formation mechanisms are the same or very close in both cases. Obviously, those blooming steppes with mixed grasses and cereals, which are considered an example of classical natural ecosystems, undisturbed by human activities, and are expected to form after the agricultural activities were limited or some other protective measures were taken, do not exist in nature, or are very rare and exist for a very short period of time. They were unable to exist stably without the mentioned mechanisms of steppe functioning in the pre-anthropogenic past as well as nowadays. Without the said mechanisms of the human or animals' impact, they become unviable, tend to quickly degrade and disappear after the fires.

The assertions about the necessity to restore forest communities in the steppes, which, as it is stated, are more natural for the steppes than the herbaceous ones, do not take into account the significant differences between the vitality of herbaceous and woody communities during the period of scarce water resources. The underground localization of photosynthesis products for herbs makes their roots mass grow and provides them with the faster and more efficient usage of water. Unlike herbs, in the arid conditions trees spend their photosynthesis products to form a functionally useless trunk mass in the aboveground area. Therefore, grasses in the steppe climate turn to be more competitive than trees, which is the reason for the growth of steppe herbaceous communities as the natural indigenous ones.

Certainly, protective measures, such as steppe afforestation or restriction of agricultural activities, while aiming to restore the natural ecosystems, should take into account the necessity to preserve, to a certain degree, some of the natural and agricultural processes that provide the natural

and stable functioning of the steppe ecosystems. Obviously, the modern attempts to restore the natural ecosystems, transformed by humans, with the help of some protective measures, cease or simple restriction of existing forms of environmental management will mostly be unsuccessful and cause disturbance of the stably functioning steppe ecosystems.

REFERENCES

Abaturov B.D. 1984. Mammals as an Ecosystem Component (with Herbivorous Mammals of Semideserts as an Example). M.: Nauka. 285 p. [in Russian; *Абатуров Б.Д.* 1984. Млекопитающие как компонент экосистем. М.: Наука. 285 с.]

Abaturov B.D. 1991. Changes in Small Topographic Forms and Waterphysical Properties of Heavy Loamy Semideseiitic Soils due to Active Grazing // Soil Science. No. 8. P. 6-17. [in Russian; *Абатуров Б.Д.* 1991. Изменение мелких форм рельефа и водно-физических свойств тяжелосуглинистых почв полупустыни под влиянием пастьбы животных // Почвоведение. № 8. С. 6-17.]

Abaturov B.D. 2006. The Pasture Function of Steppe and Desert Ecosystems // Success of Modern Biology. Vol. 126. No. 5. P. 435-447. [in Russian; *Абатуров Б.Д.* 2006. Пастбищный тип функционирования степных и пустынных экосистем // Успехи современной биологии. Т. 126. № 5. С. 435-447.]

Abaturov B.D. 2015. Competitive Separation of Herbaceous and Woody Plant Communities in Steppe and Forest Zones // Biology Bulletin Reviews. Vol. 5. No. 2. P. 148-155.

Abaturov B.D., Zubkova L.V. 1972. The Role of Little Suslik (*Citellus pygmaeus* Pall.) in the Formation of Hollow Microrelief and Soils in the Northern Caspian Region // Soil Science. No. 5. 59-67. [in Russian; *Абатуров Б.Д., Зубкова Л.В.* 1972. Роль малых сусликов (*Citellus pygmaeus* Pall.) в формировании западинного микрорельефа и почв в северном Прикаспии // Почвоведение. № 5. С. 59-67.]

Abaturov B.D., Kulakova N.Yu. 2010. Role of animal pasture and steppe fires in the nitrogen and ash elements cycling in the pasture ecosystems // Arid Ecosystems. Vol. 16. No. 2. P. 54-64. [in Russian; *Абатуров Б.Д, Кулакова Н.Ю.* 2010. Роль выпаса животных и степных палов в круговороте азота и зольных элементов в степных пастбищных экосистемах // Аридные экосистемы. Т. 16. № 2. С. 54-64.]

Abaturov B.D., Nukhimovskaya Ju.D., Kulakova N.Yu. 2016. Primary Productivity of Steppe Plant Communities in Complex Semidesert of the Northern Caspian Lowland // Success of Modern Biology. No. 5. P. 439-448. [in Russian; *Абатуров Б.Д., Нухимовская Ю.Д., Кулакова Н.Ю.* 2016. Первичная продуктивность степных растительных сообществ в комплексной полупустыне северного Прикаспия // Успехи современной биологии № 5. С. 439-448.]

Avdeev V.D. 1964. What is the Steppe? // Botanical Journal. Vol. 49. Is. 1. P. 75-84. [in Russian; *Авдеев В.Д.* 1964. Что такое степь? // Ботанический журнал. Т. 49. Вып. 1. С. 75-84.]

Belnap Ja. 2006. The Potential Roles of Biological Soil Crusts in Dryland Hydrologic Cycles // Hydrological Processes. No. 20. P. 3159-3178.

Bogatov A. 1899. About the Steppe Vegetation With Regards to the Afforestation Causes in the Southern Russian Steppes // Forest Journal. Is. 4. P. 550-575. [in Russian; *Богатов А.* 1899. О степной растительности, в связи с вопросом о причинах безлесия южнорусских степей // Лесной журнал. Вып. 4. С. 550-575.]

Bystritskaya T.L., Osynchyuk V.V. 1975. Soils and Primary Biological Productivity of Steppes. M.: Nauka. 109 p. [in Russian; *Быстрицкая Т.Л., Осычнюк В.В.* 1975. Почвы и первичная биологическая продуктивность степей. М.: Наука. 109 с.]

Didukh Ya.P. 2014. The Things We Should Protect in the Steppe Nature Reserves // Steppe Bulletin. No. 40. P. 8-10. [in Russian; *Дидух Я.П.* 2014. Что мы должны охранять в степных

заповедниках // Степной бюллетень. № 40. С. 8-10.]

Dmitriyev P.P. 2006. Mammals in the Steppe Ecosystems of Inner Asia. Moscow. 224 p. [in Russian; *Дмитриев П.П.* 2006. Млекопитающие в степных экосистемах Внутренней Азии. М. 224 с.]

Formosov A.N. 1928. Mammalia in the Steppe Biocenose // Ecology. Vol. 9. No. 4. P. 449-460.

Gunin P.D. 1990. Ecology of Desertification Process in the Arid Ecosystems. M.: VASKhNIL. 354 p. [in Russian; *Гунин П.Д.* 1990. Экология процессов опустынивания аридных экосистем. М.: ВАСХНИЛ. 1990. 354 с.]

Jackson R.B., Canadell J., Ehleringer J.R., Mooney H.A., Sala O.E., Schulze E.D. 1996. A Global Analysis of Root Distributions for Terrestrial Biomes // Oecologia. Vol. 108. No. 3. P. 389-411.

Kamenetskaya I.V. 1952. Natural Vegetation of Dzhanybek Station // Proceedings of the Complex Scientific Expedition on the Field Protecting Forestry. Vol. 2. M.: Akademiya Nauk SSSR. P. 101-162. [in Russian; *Каменецкая И.В.* 1952. Естественная растительность Джаныбекского стационара // Труды Комплексной научной экспедиции по вопросам полезащитного лесоразведения. Т. 2. М.: Изд-во АН СССР. С. 101-162.]

Kirikov S.V. 1983. Man and Nature of Steppe Zone. M.: Nauka. 128 p. [in Russian; *Кириков С.В.* 1983. Человек и природа степной зоны. М.: Наука. 128 с.]

Koltsov A.V. 1839. Parallel. Alexey Koltsov. All Poems [Available at: https://45ll.net/aleksey_koltsov/v_stepi.html (Date of access 03/10/2020)]. [in Russian; *Кольцов А.В.* 1839. Параллель. Алексей Кольцов. Все стихи. [Электронный ресурс https://45ll.net/aleksey_koltsov/v_stepi.html (дата обращения 10.03.2020)].

Korzhinskiy S.I. 1888. Northern Border of Chernozem-steppe Region of the Eastern Belt of European Russia in Terms of Botanical-Geography and Soils. Ch. 1 // Proceeding of the Naturalists Society of the Kazan University. Vol. 18. Is. 5. 253 p. [in Russian; *Коржинский С.И.* 1888. Северная граница черноземно-степной области восточной полосы Европейской России в ботанико-географическом и почвенном отношении. Ч. 1 // Труды Общества естествоиспытателей при Казанском университете. Т. 18. Вып. 5. 253 с.]

Kulakova N.Yu. 2008. Influence of the Artificial Forest Ecosystems Caused on the Condition of the Main Soil Nutrients in the Soils of the Clay Semidesert of the North Caspian Region (by the Example of Dzhanybek Station). Synopsis to the Thesis for PhD in Biology. M. 24 p. [in Russian; *Кулакова Н.Ю.* 2008. Влияние искусственных лесных экосистем на состояние основных элементов питания в почвах глинистой полупустыни Северного Прикаспия (на примере Джаныбекского стационара). Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. М. 24 с.]

Larcher W. 1995. Physiological Plant Ecology. Berlin: Springer. 506 p.

Lavrenko E.M. 1940. Steppes of USSR // Vegetation of USSR. Vol. 2. M.-L.: Izdatelstvo AN SSR. 265 p. [in Russian; *Лавренко Е.М.* 1940. Степи СССР // Растительность СССР. Т. 2. М.-Л.: Изд-во АН СССР. 265 с.]

Milkov F.N., Gvozdetskiy N.A. 1958. Physiography of USSR. M.: Gosudarstvennoye Izdatelstvo Geograficheskoy Literatury. 351 p. [in Russian; *Мильков Ф.Н., Гвоздецкий Н.А. 1958.* Физическая география СССР. М.: Государственное издательство географической литературы. 351 с.]

Mokany K., Raison R.J., Prokushkin A.S. 2006. Critical Analysis of Root: Shoot Ratios in Terrestrial Biomes // Global Change Biology. Vol. 12. P. 84-96.

Mushketov I.V. 1895. Geological Researches in the Kalmyk Steppe in 1884-1885. SPb. 202 p. [in Russian; *Мушкетов И.В.* 1895. Геологические исследования в калмыцкой степи в 1884-1885 гг. СПб. 202 с.]

Nichiporovich A.A. 1973. The Goal of the Studies on Photosynthetic Activity of the Plants as the Productivity Factor // Modern Photosynthesis Problems. M.: Izdatelstvo MGU. P. 17-43. [in Russian; *Ничипорович А.А.* 1973. Основы фотосинтетической продуктивности растений // Современные проблемы фотосинтеза. М.: Изд-во МГУ. С. 17-43.]

Pachoskiy I.K. 1917. Description of the Kherson Governorate Vegetation. Kherson: Khersonsky

Estestvenno-Istorichesky Muzei. 366 p. [in Russian; *Пачоский И.К.* 1917. Описание растительности Херсонской губернии. Херсон. Херсонский естественноисторический музей. 366 с.]

Pavlov D.S., Striganova B.R., Bukvareva E.N. 2007. An Environment-Oriented Concept of Nature Use // Herald of the Russian Academy of Sciences. Vol. 80. No. 1. P. 74-82.

Razumovskii S.M. 1981. The Pattern of Dynamics of Biocenosises. Moscow: Nauka. 231 p. [in Russian; *Разумовский С.М.* 1981. Закономерности динамики биоценозов. М.: Наука. 231 с.]

Semyonova-Tyan-Shanskaya A.M. 1977. Accumulation and Role of the Grass Litter in the Grass Communities. L.: Nauka. 191 p. [in Russian; *Семенова-Тян-Шанская А.М.* 1977. Накопление и роль подстилки в травяных сообществах. Л.: Наука. 191 с.]

Shalyt M.S. 1950. Ground Part of Some Meadow, Steppe, and Semidesert Plants and Phytocenosises // Geobotany. Is. 6. P. 205-442. [in Russian; *Шалыт М.С.* 1950. Подземная часть некоторых луговых, степных и пустынных растений и фитоценозов // Геоботаника. Вып. 6. С. 205-442.]

Sludskiy A.A. 1963. Corchorus in the Eurasian Steppes and Deserts // Proceedings of the Zoology Institute of the Academy of Sciences of the Kazakh Soviet Socialist Republic. Vol. 20. P. 5-88. [in Russian; *Слудский А.А.* 1963. Джуты в евразийских степях и пустынях // Труды Института зоологии АН КазССР. Т. 20. С. 5-88.]

Sudnitsyn I.I. 1979. Transfer of Soil Moisture and Water Consumption of the Plants. M.: Moskovsky Gosudarstvenny Universitet. 255 p. [in Russian; *Судницын И.И.* 1979. Движение почвенной влаги и водопотребление растений. Издательство Московского университета. 255 с.]

Tkachenko V.S. 2014. Determined by Nature // Steppe Bulletin. No. 40. P. 5-7. [in Russian; *Ткаченко В.С.* 2014. Детерминировано природой // Степной бюллетень. № 40. С. 5-7.]

Velichko A.A., Morozova T.D., Borisova O.K., Timireva S.N., Semyonov V.V., Kononov Yu.M., Titov V.V., Tesakov A.S., Konstantinov E.A., Kurbanov R.N. 2011. The Steps in Evolution of arid Zone of the Southern Russia According to the Data on Structure of Loess-Soil Formation of Don-Azov Region // Study and Exploration of Marine and Terrestrial Ecosystems in Arctic and Arid Climate. Rostov-on-Don: Yuzhny Nauchny Tsentr Rossiyskoy Akademii Nauk. P. 140-143. [in Russian; *Величко А.А., Морозова Т.Д., Борисова О.К., Тимирева С.Н., Семенов В.В., Кононов Ю.М., Титов В.В., Тесаков А.С., Константинов Е.А., Курбанов Р.Н.* 2011. Этапы становления аридной зоны юга России (по материалам строения лессово-почвенной формации Доно-Азовского региона) // Изучение и освоение морских и наземных экосистем в условиях арктического и аридного климата. Ростов-на-Дону: издательство ЮНЦ РАН. С. 140-143.]

Vereshchagin N.K., Gromov I.M. 1977. Formation of Theriofauna in Quaternary // Success of Modern Theriology. M.: Nauka. P. 32-45. [in Russian; *Верещагин Н.К., Громов И.М.* 1977. Формирование териофауны в четвертичном периоде // Успехи современной териологии. М.: Наука. С. 32-45.]

Watt K.E.F. 1968. Ecology and Resource Management: A Quantitative Approach. McGraw-Hill Book Co., Inc., New York. 450 pp.

Zalikhanov M.Ch., Losev K.S., Shelekhov A.M. 2006. Natural Ecosystems as an Important Natural Resources of the Mankind // Herald of the Russian Academy of Sciences. No. 7. P. 612-614. [in Russian; *Залиханов М.Ч., Лосев К.С, Шелехов А.М.* 2006. Естественные экосистемы – важнейший природный ресурс человечества // Вестник РАН. № 7. С. 612-614.]

Zarudniy N. 1897. Mammals' Fauna Notes of Orenburg Krai // Materials for the Knowledge about the Flora and Fauna of the Russian Empire. Zoological Series. Is. 3. P. 1-42. [in Russian; *Зарудный Н.* 1897. Заметки по фауне млекопитающих Оренбургского края // Материалы к познанию фауны и флоры Российской империи. Отдел зоологический. Вып. 3. С. 1-42.]

ЭКОСИСТЕМЫ: ЭКОЛОГИЯ И ДИНАМИКА, 2020, том 4, № 2, с.46-64

МЕТОДЫ ПОДДЕРЖАНИЯ И СОХРАНЕНИЯ ЭКОСИСТЕМ И ИХ КОМПОНЕНТОВ

УДК 502.5/8; 502.74; 574.472; 574.91; 574.24

НОВЫЙ МЕТОД ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ФОТОЛОВУШЕК ДЛЯ ОЦЕНКИ ОБИЛИЯ И ВЫЯВЛЕНИЯ ХАРАКТЕРНЫХ ОСОБЕННОСТЕЙ НАСЕЛЕНИЯ МЛЕКОПИТАЮЩИХ РАЗЛИЧНЫХ МЕСТООБИТАНИЙ НА ПРИМЕРЕ ЗЕЙСКОГО ЗАПОВЕДНИКА[1]

© 2020 г. С.А. Подольский*, **, В.А. Кастрикин*, Е.К. Красикова**, Л.Ю. Левик****, Д.С. Чемирская****

**Институт водных проблем РАН*
Россия, 119333, г. Москва, ул. Губкина, д. 3. E-mail: sergpod@mail.ru
***Зейский заповедник*
Россия, 676246, Амурская обл., г. Зея, ул. Строительная, д. 71
****Хинганский государственный природный заповедник*
Россия, 676740, Амурская обл., Архаринский р-н, пос. Архара, пер. Дорожный, д. 6
*****Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова*
Россия, 119991, г. Москва, Ленинские горы, д. 1

Поступила в редакцию 25.04.2020. После доработки 29.05.2020. Принята к публикации 01.06.2020

Рассматривается новый метод оценки обилия млекопитающих на основе анализа данных 3 фотоловушек, установленных в различных биотопах Зейского заповедника: в подгольцовом ельнике (март-ноябрь 2018 г. и февраль-август 2019 г.), в дубовом лесу с участием черной березы (февраль-октябрь 2019 г.), в прирусловом комплексе с зарослями ивняка (октябрь-декабрь 2019 г). В отличие от известных методов определения плотности населения с помощью фотоловушек, этот не требует использования пересчетных коэффициентов, отражающих подвижность учитываемых видов животных. Проведено сравнение полученных данных с результатами стандартных способов определения плотности населения млекопитающих (зимний маршрутный учет, многодневный оклад, учет по встречам на трансектах). Продемонстрированы возможности предлагаемого метода для количественных характеристик сезонной динамики животного населения и локальных концентраций бурого медведя, кабана и изюбря в различных биотопах восточной части хребта Тукурингра. Указаны основные преимущества и ограничения нового метода.

Ключевые слова: фотоловушки, наземные животные, новые методы оценка обилия видов, Зейский заповедник.
DOI: 10.24411/2542-2006-2020-10059

Исследования экологии наземных животных с помощью фотоловушек в последние годы становятся важной составляющей полевых зоологических наблюдений. Сначала фотоловушки использовались преимущественно для регистрации и учета редких видов животных. Тогда подходы к анализу данных основывались на возможности персональной идентификации объектов изучения с использованием методов повторной регистрации (Коли, 1979). Реализация подобного подхода в отношении учета тигра отражена в работе K.U. Karanth (1995). С ростом доступности фотоловушек начали разрабатываться методы их использования

[1] Работа выполнена по теме НИР фундаментальных исследований ИВП РАН за 2018-2020 гг. «Моделирование и прогнозирование процессов восстановления качества вод и экосистем при различных сценариях изменений климата и антропогенной деятельности» (№ 0147-2018-0002) № государственной регистрации АААА-А18-118022090104-8, раздел темы 2.6 «Эволюция наземных экосистем в изменяющихся природных условиях».

для оценки обилия фоновых видов наземных позвоночных, персональная идентификация которых невозможна или нерациональна. Можно выделить два основных направления: 1) определение относительных показателей обилия, 2) определение плотности населения.

В первом случае при обработке данных фотоловушек обычно используется показатель «количества регистраций» каждого вида (Желтухин, Огурцов, 2018). Несмотря на преимущества, связанные с простотой обработки данных, он имеет ряд ограничений. Первой проблемой является решение вопроса: что именно считать за одну регистрацию? Даже при однозначном решении этого вопроса полученные данные представляют показатели обилия, несопоставимые с результатами стандартных методов учета зверей, таких как: зимний маршрутный учет (далее ЗМУ; Кузякин и др., 1990), многодневный оклад (Русанов, 1986), учет копытных по дефекациям (Сорокина, 1977) и др.

До последнего времени для расчета плотности населения животных по данным, полученным с фотоловушек, обычно использовалась формула, предложенная J.M. Rowcliffe с соавторами (2008):

$$D=(y/t)\cdot(\pi/vr(2+\theta)),$$

где D – плотность населения, y/t – количество фотофиксаций за единицу времени, v – скорость (средняя) передвижения животного, r – дальность детекции (обнаружения), θ – угол детекции (в радианах).

Отличие между формулой Роклифа $D=(y/t)\cdot(\pi/vr(2+\theta))$ и формулой Формозова-Малышева-Перелишина $D=(y/t)\cdot(\pi/vr2)$ в таком случае сводится лишь к θ, и если его принять равным нулю, то разница между формулами нивелируется (Формозов, 1935, 1990; Перелешин, 1956; Кузякин и др., 1990). Таким образом, математическая основа учёта фотоловушками по J.M. Rowcliffe с соавторами (2008) идентична ЗМУ с характерной проблемой − для определения плотности населения необходимо знать параметры подвижности учитываемых видов: длину суточного хода или скорость передвижения. Для каждого вида они зависят от множества факторов: глубины снежного покрова, кормности угодий, температуры воздуха, пола, возраста и др. Большинство этих факторов существенно меняется по сезонам и годам. Пересчетные коэффициенты к формуле Формозова для ЗМУ получают с помощью троплений или учетов на площадках. Теоретически для учета фотоловушками по методике Роклифа показатели подвижности во все сезоны могут определяться при помощи радиомечения. Однако ввиду трудоёмкости получения данного параметра часто используется некая средняя величина скорости передвижения (суточного хода) без учета сезонных особенностей и условий конкретного года.

Мы разработали и апробировали метод (Подольский и др., 2019), позволяющий с помощью фотоловушек без дополнительных пересчетных коэффициентов получать количественные оценки численности средних и крупных наземных зверей, сравнимые с результатами общепринятых методов учета плотности населения млекопитающих: ЗМУ (Кузякин и др., 1990), учета многодневным окладом (Русанов, 1986), учета копытных по дефекациям (Сорокина, 1977), учета по встречам на трансектах и др.

Материалы и методы

Исследование проводилось с помощью 2 фотоловушек SG968 K-10M и одной SG562-D, установленных в различных биотопах Зейского заповедника (Амурская область). Полученные данные послужили основой для апробации предлагаемой методики. Зейский заповедник занимает Восточную часть хребта Тукурингра и имеет площадь 99.4 тыс. га.

Фотоловушка № 1 стояла близ западной границы заповедника на водоразделе рек Каменушка и Малая Эракингра (54° 09' 00.4" с.ш., 126° 47' 14.3" в.д.) в подгольцовом аянском ельнике с куртинами кедрового стланика, у верхней границы леса (1107 м н.у.м.

БС), на пересечении двух звериных троп. Ловушка была установлена параллельно линии горизонта; в поле зрение камеры находился участок облесенного пологого склона, ограниченного куртинами кедрового стланика. Площадь фоторегистрации животных определялась на месте опытным путем и составила 34 м^2. Периоды экспозиции фотоловушки № 1: с 15.03.2018 (10 ч 30 мин) до 01.12.2018 (00 ч 00 мин); с 22.02.2019 (16 ч 07 мин) до 17.08.2019 (15 ч 30 мин). Общая длительность экспозиции − около 14.5 месяцев (37721160 секунд). Камера постоянно работала в режиме «фото». Для каждой регистрации животного отмечались: дата, время, длительность пребывания животных в поле регистрации (в секундах), вид, количество особей, внешние особенности (пол, возраст, особенности окраски) и особенности поведения каждого животного. За время работы фотоловушки было зарегистрировано 360 встреч млекопитающих 7 видов: заяц-беляк – 257 (фото 1), белка − 3, кабарга – 15, изюбрь – 2, бурый медведь – 52 (фото 2), соболь – 30, росомаха − 1.

Фото 1. Заяц-беляк в летнем наряде. Фотоловушка № 1.

Фотоловушка № 2 стояла близ юго-восточной границы заповедника (53° 51' 02.4" с.ш., 127° 22' 31.8" в.д.) у побережья Зейского водохранилища между заливами ключей Теплый и Разведочный на гребне невысокого отрога (423 м н.у.м. БС), поросшего дубовым лесом с участием черной березы; по гребню вела звериная тропа. Ловушка была установлена параллельно линии горизонта. В поле зрение камеры находилась поляна, ограниченная лесом из монгольского дуба и черной березы. Площадь фоторегистрации, определенная опытным путем, составила 63 м^2. Периоды экспозиции фотоловушки № 2: с 11.02.2019 (15 ч 03 мин)

до 05.03.2019 (13 ч 05 мин); с 23.04.2019 (9 ч 00 мин) до 16.10.2019 (10 ч 50 мин). Общая длительность экспозиции − около 6.5 месяцев (17085480 сек). Камера постоянно работала в режиме «фото». За время работы фотоловушки было зарегистрировано 60 встреч млекопитающих 4 видов: сибирская косуля – 9 (фото 3), изюбрь – 5 (фото 4), кабан − 29 (фото 5), бурый медведь – 17.

Фото 2. Медведь поднимается к зарослям кедрового стланика в период созревания орехов. Фотоловушка № 1.

Фотоловушка № 3 была установлена в прирусловом комплексе долины р. Гармакан (верхнее течение) у южной границы заповедника (53° 59' 48.1" с.ш., 127° 05' 24.5" в.д.). Камера была направлена на участок бокового русла, прибрежные кусты ивняка, а также на постоянную маркировочную точку рысей и росомах, расположенную у комля наклонно стоящей погибшей лиственницы. Площадь фоторегистрации, определенная опытным путем, составила 23 м^2. Период экспозиции фотоловушки № 3: с 21.10.2019 (13 ч 03 мин 45 сек) до 05.03.2019 (13 ч 05 мин) – около 2 месяцев. Камера работала в режиме «фото + видео (15 сек)». В 2019 г. были задокументированы 23 встречи зверей 4 видов: кабарга − 1, изюбрь – 15 (фото 6), лось − 1, рысь – 1. Ранее эта фотоловушка также регистрировала росомах (фото 7) и волков (фото 8).

В качестве итогового количественного показателя работы фотоловушек рассматривается нагрузка определенного вида на площадь зоны фото-видеорегистрации (далее − регистрации) за единицу времени (месяц, декада, общее время экспозиции и т.п.), выраженную в количестве особей на единицу площади; например, особей на 1000 га. Присвоим ему условное обозначение – «D». Для получения искомого показателя нагрузки

(D) необходимо выработать порядок определения трех основных параметров: 1) площадь зоны регистрации, 2) продолжительность пребывания животных определенного вида в зоне регистрации, 3) продолжительность работы (экспозиции) фотоловушки. Последовательно рассмотрим особенности определения указанных параметров.

Фото 3. Самец косули на поляне в дубовом лесу. Фотоловушка № 2.

1) Площадь регистрации (Sr) или площадь учета зависит от технических показателей фотоловушки (угол обзора, дальность срабатывания, дальность ИК подсветки или вспышки) и от особенностей ее размещения (наклон камеры по горизонтали, наличие препятствий, рельеф). Следует учитывать, что для большинства марок фоторегистраторов реальная дальность срабатывания датчика обычно существенно ниже заявленной в техническом паспорте. Поэтому во избежание ошибок даже при отсутствии препятствий, частично перекрывающих обзор, площадь зоны регистрации каждой установленной камеры измеряется на местности опытным путем. Ее можно разметить колышками, обозначающими угол и дальность регистрации животных.

2) Продолжительность пребывания животных в зоне регистрации (Tr). В рамках предлагаемого подхода основным показателем обилия является суммарная продолжительность пребывания животных определенного вида в зоне регистрации (в секундах) за определенный период (декада, месяц, общее время экспозиции). Если в поле ловушки фиксируется одновременно несколько животных, то длительность пребывания (число секунд) умножается на их количество (если группа вошла и вышла из поля регистрации синхронно) или рассчитывается как сумма времени пребывания всех особей

группы. Необходимо ко времени пребывания в зоне регистрации добавлять запаздывание между входом животного в зону регистрации и первой фотографией (началом видео), продолжительность этого периода зависит от технических характеристик фотоловушки и размера и класса накопителя. Определить его достаточно просто практическим путём, но необходимо помнить, что при смене карты памяти на отличающуюся другой вместительностью произойдёт и изменение запаздывания. Суммарная длительность пребывания зверей в зонах регистрации фотоловушек по месяцам приведена в таблицах 1-3.

Фото 4. Самка изюбря на поляне в дубовом лесу. Фотоловушка № 2.

3) Продолжительность экспозиции фотоловушки (Tt) указывается в секундах. В зависимости от задачи исследования могут рассматриваться различные временные интервалы работы (сутки, декада, месяц, общая продолжительность экспозиции камеры). В нашем случае для расчетов плотности населения учитываемых видов использовались длительность работы камеры в течение каждого месяца, а также общая продолжительность экспозиции (табл. 1-3).

Расчет плотности населения. Получив все исходные данные, мы рассчитали показатели обилия различных видов наземных млекопитающих для каждого месяца за период экспозиции камер (табл. 1, 2). В качестве примера приведем порядок определения показателей обилия зайца-беляка по данным ловушки № 1 в марте 2018 г. (табл. 1).

Продолжительность работы (экспозиции) фотоловушки (Tt) в этом месяце составила 23909 минут или 1434540 секунд. Если бы в течение этого времени заяц находился в пределах зоны регистрации, то нагрузка на нее составила бы 1 особь на 34 м^2. Реальное *время регистрации* (Tr) составило 39 секунд. С помощью пропорции определяем нагрузку

для зайца или *плотность населения в зоне регистрации* (Dr) − 0.000027 особи на 34 м^2.

Фото 5. Кабаны-прошлогодки весной на поляне в дубовом лесу. Фотоловушка № 2.

Фото 6. Изюбрь поедает сухую траву под маркировочной точкой крупных хищников. Фотоловушка № 3.

Фото 7. Росомаха отходит от маркировочной точки. Фотоловушка № 3.

Фото 8. Матерый волк на наледи в верховьях реки Гармакан. Фотоловушка № 3.

Таблица 1. Плотность населения наземных млекопитающих на участке регистрации фотоловушки № 1 (Sr=34 м^2).

Месяц, год	Продолжи-тельность работы (секунды)	Виды											
		Заяц		Кабарга		Изюбрь		Медведь*		Соболь		Росомаха	
		секунд	особей/ 1000 га	секунд	особей/ 1000 га	секунд	особей/ 1000 га	секунд	особей/ 1000 га	секунд	особей/ 1000 га	секунд	особей/ 1000 га
2018 г.													
Март	1 434 540	39	7.9	0	0	0	0	0	0	10	2.1	0	0
Апрель	2 592 000	49	5.6	0	0	0	0	0	0	2	0.2	0	0
Май	2 678 400	268	29.4	16	1.74	0	0	5	0.56	6	0.65	0	0
Июнь	2 592 000	191	21.7	13	1.48	0	0	0	0	27	3.1	0	0
Июль	2 678 400	93	10.2	25	2.75	0	0	111	12.2	28	1.1	0	0
Август	2 592 000	163	18.5	0	0	38	4.3	292	33.1	11	1.25	0	0
Сентябрь	2 678 400	42	4.6	7	0.77	0	0	27	2.96	9	0.99	0	0
Октябрь	2 592 000	53	6.0	0	0	0	0	6	0.68	8	0.91	0	0
Ноябрь	2 678 400	84	9.2	0	0	0	0	0	0	3	0.33	4	0.44
Всего за 2018 г.	22 516 140 (18 403 200)*	982	12.8	61	0.8	38	0.49	441	7.05*	104	1.36	4	0.05
2019 г.													
Февраль	547 620	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Март	2 678 400	62	6.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Апрель	2 592 000	111	12.6	0	0	0	0	31	3.5	0	0	0	0
Май	2 678 400	132	14.5	11	1.24	0	0	0	0	0	0	0	0
Июнь	2 592 000	255	28.9	11	1.25	0	0	6	0.68	10	1.14	0	0
Июль	2 678 400	61	6.7	30	3.3	0	0	0	0	11	1.2	0	0
Август	1 438 200	41	8.4	0	0	0	0	95	19.4	9	1.8	0	0
Всего за 2019 г.	15 205 020 (11 979 000)*	662	12.8	52	1.0	0	0	126	3.1*	30	0.58	0	0
Всего за 2018 и 2020 гг.	37 721 160 (30 382 200)*	1 644	12.8	113	0.88	38	0.3	567	5.5*	134	1.04	4	0.03

Примечания к таблицам 1, 2 и 5. * − При расчетах средней плотности населения за период работы фотоловушки для медведя учитывалось только время активности вне зимней спячки с апреля по октябрь включительно.

Таблица 2. Плотность населения наземных млекопитающих на участке регистрации фотоловушки № 2 (Sr=63 м^2).

Месяц, 2019 г.	Продолжительность работы (секунды)	Виды							
		Косуля		Изюбрь		Кабан		Медведь	
		секунд	особей/ 1000 га	секунд	особей/ 1000 га	секунд	особей/ 1000 га	секунд	особей/ 1000 га
Февраль	1 414 980	49	5.5	0	0	677	75.9	0	0
Март	479 100	126	41.7	0	0	1454	481.7	0	0
Апрель	637 200	0	0	0	0	0	0	0	0
Май	2 678 400	6	0.4	34	2.0	26	1.54	203	12.0
Июнь	2 592 000	0	0	0	0	116	7.1	363	22.2
Июль	2 678 400	0	0	0	0	0	0	50	2.9
Август	2 592 000	0	0	0	0	0	0	7	0.43
Сентябрь	2 678 400	0	0	0	0	26	1.54	7	0.41
Октябрь	1 335 000	11	1.3	31	3.7	0	0	0	0
Всего за 2019 г.	17 085 480 (15 191 400)*	192	1.8	65	0.6	2 299	21.4	630*	6.6

Таблица 3. Плотность населения наземных млекопитающих на участке регистрации фотоловушки № 3 (Sr=23 м^2).

Месяц, 2019 г.	Продолжитель-ность работы (секунды)	Виды									
		Кабарга		Изюбрь		Лось		Соболь		Рысь	
		секунд	особей/ 1000 га	секунд	особей/ 1000 га	секунд	особей/ 1000 га	секунд	особей/ 1000 га	секунд	особей/ 1000 га
Октябрь	817 305	0	0	196	104.3	0	0	0	0	0	0
Ноябрь	2 678 400	12	1.9	716	116.2	0	0	31	5.0	0	0
Декабрь	1 016 846	0	0	865	369.8	413	176.6	18	7.7	15	6.4
Всего	4 512 551	12	1.2	1777	171.2	413	39.9	49	4.7	15	1.4

Плотность населения (D) *в пересчете на стандартную меру площади* составляет 7.9 особи на 1000 га. Таким образом:

$$D=((Tr/Tt)\cdot 10000000)/Sr,$$

где Tr – суммарное время нахождения животных учитываемого вида зверей в зоне регистрации фотоловушки в секундах, Tt – время работы (экспозиции) фотоловушки в

секундах, Sr – площадь зоны регистрации фотоловушки в квадратных метрах. Статистический аппарат, связанный с предлагаемой методологией, описан в готовящейся к выходу статье В.А. Кастрикина с соавторами посвященной использованию фотоловушек на территории Хинганского заповедника. Там же приводится и формула расчёта стандартного отклонения, из которого можно получить необходимые меры рассеяния (дисперсию, ошибку средней) и пример использования «бутсрэп» метода для построения доверительного интервала генеральной средней.

Результаты и обсуждение

Проведем сравнение показателей, полученных разными методами оценки обилия млекопитающих и особенности животного населения различных участков Зейского заповедника, выявленные с помощью фотоловушек.

Западная часть заповедника. Сравнивались данные, полученные в 2018 и 2019 гг. фотоловушкой № 1, установленной в среднегорном подгольцовом аянском ельнике, и результаты учетов многодневным окладом на площадке «Каменушка» за те же годы. Эта ближайшая учетная площадка заповедника находится в 1-6 км южнее ловушки № 1. Большая часть стационара «Каменушка» относится к низкогорьям. Биотоп среднегорные аянские ельники занимают не более 1/4 территории площадки.

Несмотря на отмеченные различия в условиях обитания, у кабарги, изюбря, зайца и росомахи показатели численности, полученные в зоне фоторегистрации, вполне сопоставимы с таковыми на площадке многодневного оклада «Каменушка» (табл. 4). Более высокое обилие большинства упомянутых видов в зоне фоторегистрации связано с тем, что камера была направлена на пресечение звериных троп. Кроме того, подгольцовая зона, где располагалась фотоловушка, характеризуется максимальной плотностью населения беляка. Отсутствие косули в данных фотоловушки объясняется тем, что этот вид в Зейском заповеднике тяготеет к низкогорьям, избегая подгольцовых ельников и вообще среднегорных биотопов. Отсутствие лося объясняется относительной редкостью этого вида.

Показатели численности медведя, полученные в августе 2018 г. в зоне фоторегистрации (33.1 особи/1000 га), сопоставимы с плотностью населения в горных тундрах при обильном урожае кедрового стланика (11.1 особи/1000 га), определенной в 2000 г. во время визуального учета на участках с открытым обзором (Подольский, Красикова, 2003). Урожайность кедрового стланика в 2018 г. была выше среднего, но не достигала максимума. Повышенные показатели численности в зоне фоторегистрации связаны с тем, что камера была расположена на пересечении троп, проложенных и активно используемых медведями во время сезонных кочевок.

Средние показатели численности соболя по данным фотоловушки (0.6-1.4 особи/1000 га) примерно на порядок ниже, чем на площадке многодневного оклада (9.3-16.3 особи/1000 га). Вероятно, это связано с тем, что камера SG968 K-10M в большинстве случаев не успевает сделать снимок соболя, перемещающегося с высокой скоростью. Время срабатывания этой модели сравнительно велико и составляет примерно 1.5 секунды, за которые соболь обычно успевает покинуть зону фоторегистрации. Можно сделать вывод, что показатели плотности населения соболя, полученные при помощи данного типа фотоловушек, несопоставимы с данными, полученными стандартными методами учета (многодневный оклад и ЗМУ). Фотоловушка ни разу не зафиксировала горностая и ласку, обитающих на рассматриваемой территории. Данные виды быстро передвигаются, а также часто «минируют» снег, поэтому не регистрируются камерой. Не поддаются фотоучету также виды, проводящие большую часть времени на деревьях – белка и летяга. Белка была зарегистрирована фотокамерой лишь 3 раза, летяга – ни разу.

Таблица 4. Результаты оценки обилия млекопитающих в западной части заповедника разными методами.

Методы	Виды (особей/1000 га)											
	Заяц беляк	**Белка**	**Летяга**	**Кабарга**	**Изюбрь**	**Косуля**	**Лось**	**Соболь**	**Горностай**	**Ласка**	**Росомаха**	**Медведь**
Фоторегистрация в подгольцовом ельнике (ф-л № 1), максимальные среднемесячные показатели: 2018 2019	29.4 28.9	0.32 1.2	0 0	2.75 3.3	4.3 0	0 0	0 0	3.1 1.8	0 0	0 0	0.44 0	33.1 19.4
Фоторегистрация в подгольцовом ельнике (ф-л № 1), средние показатели за период учета: март-ноябрь 2018 г. февраль-август 2019 г.	12.8 12.8	0.05 0.11	0 0	0.8 1.0	0.49 0	0 0	0 0	1.36 0.58	0 0	0 0	0.05 0	7.05 3.1
Фоторегистрация в подгольцовом ельнике (ф-л № 1), средние показатели за 2018 и 2019 гг.	12.8	0.08	0	0.88	0.3	0	0	1.04	0	0	0.03	5.5**
Учет многодневным окладом на площадке «Каменушка» в марте 2018 г. в марте 2019 г.	2.2 2.8	4.8 10.8	2.6 4.3	0.4 0.3	0 0.5	0 1.8	0 1.0	16.3 9.3	3.9 1.8	5.2 1.3	0.13 0.16	н.д.*
Визуальный учет медведей в горных тундрах в год богатого урожая кедрового стланика (август 2000 г.)	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	11.1
Учет медведей в горных тундрах по экскрементам неурожайный год (август 2002 г.)	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1.4

Примечания к таблицам 4 и 5: *н.д. − нет данных, ** − при расчетах средней плотности населения за период работы фотоловушки для медведя учитывалось только время активности вне зимней спячки с апреля по октябрь включительно.

В отличие от большинства других учетов, характеризующих обилие зверей за короткий период проведения работ (ЗМУ, многодневный оклад) или за весь сезон (учет копытных по дефекациям), предлагаемый метод позволяет отслеживать изменения показателей численности животных за весь год. Это дает возможность анализа сезонных изменений животного населения (рис. 1, 2).

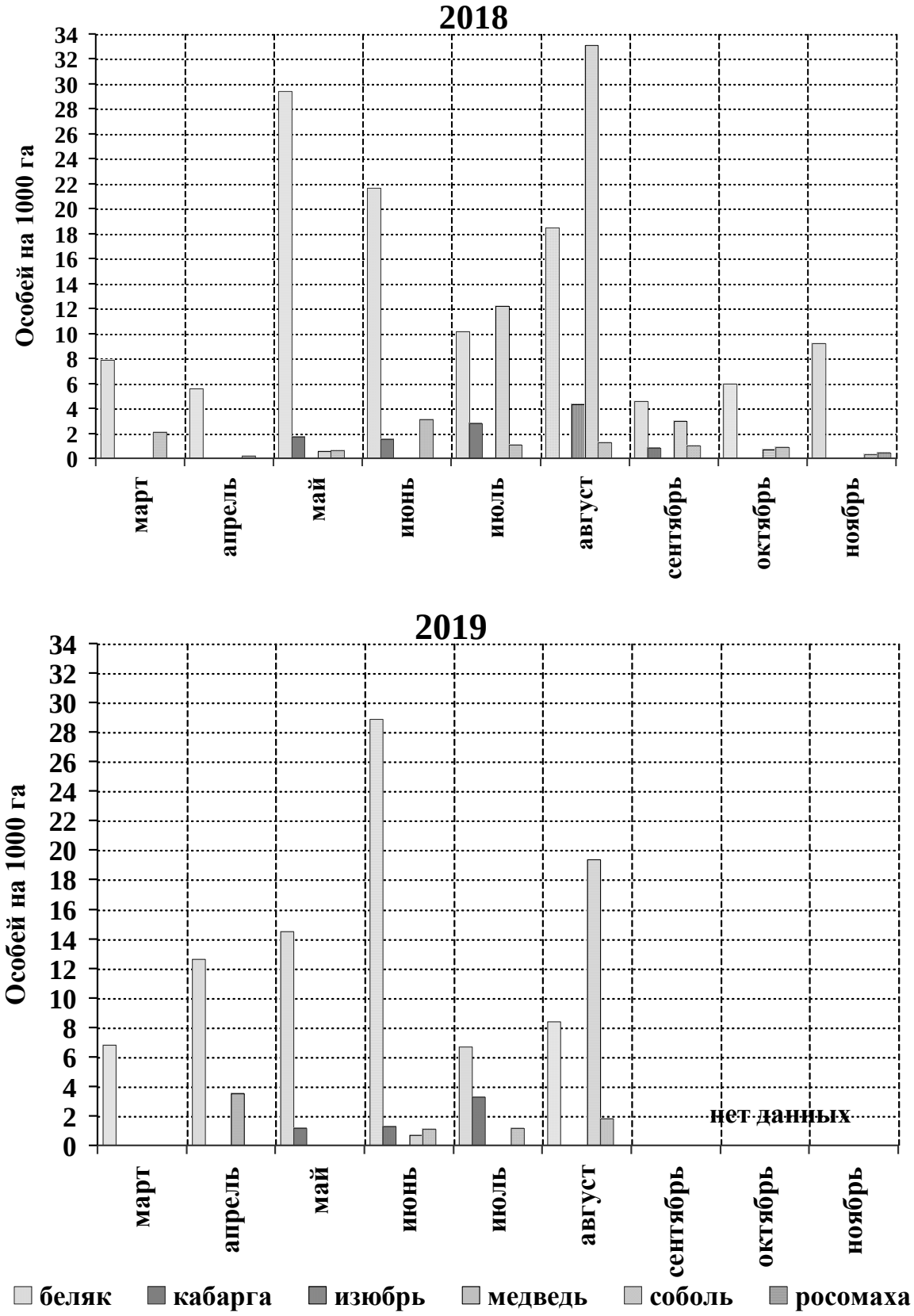


Рис. 1. Динамика животного населения в аянском ельнике у верхней границы леса в 2018-2019 гг., западная часть Зейского заповедника (по данным фотоловушки № 1).

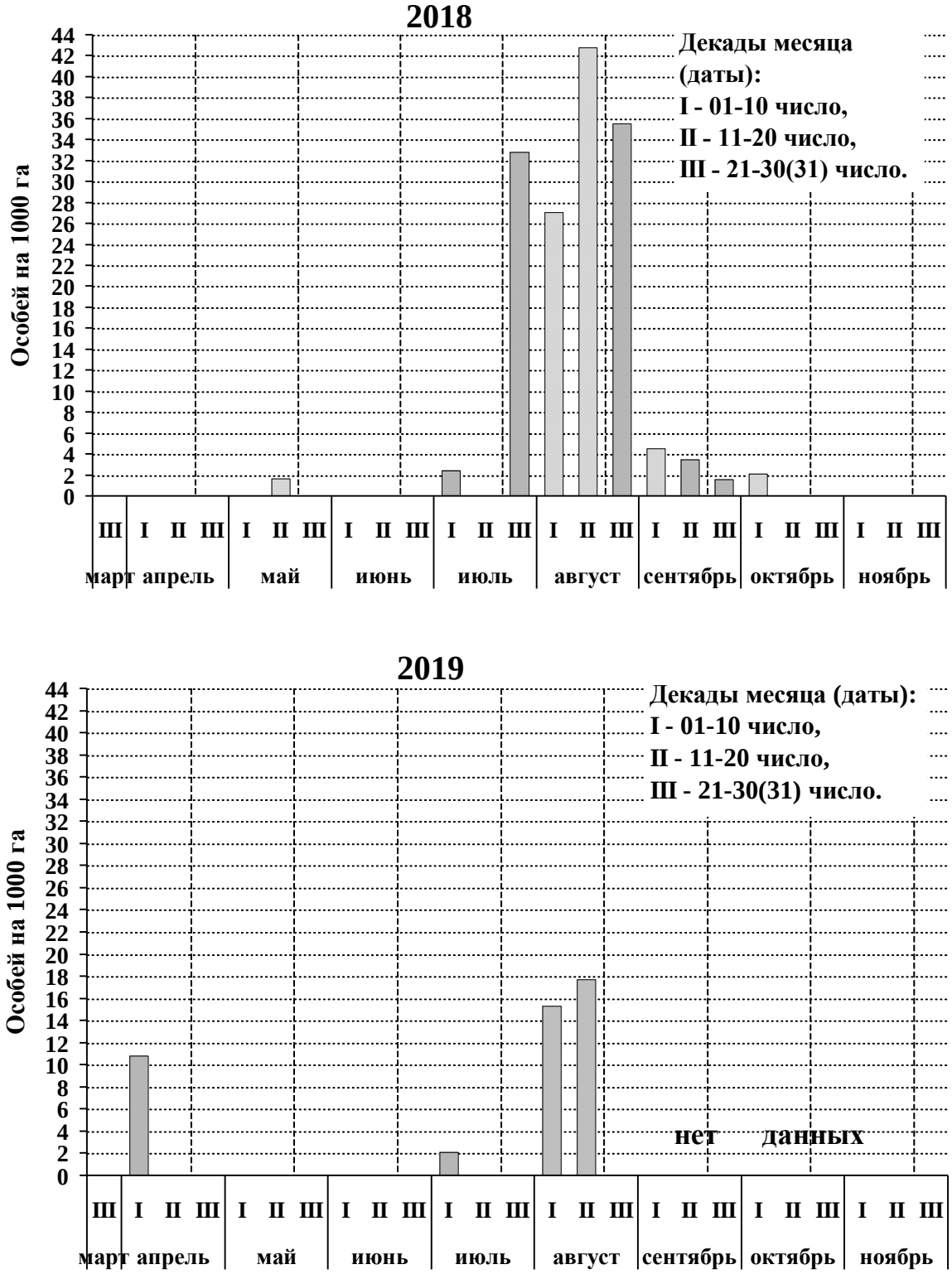


Рис. 2. Подекадная динамика плотности населения медведей в аянском ельнике у верхней границы леса – западная часть Зейского заповедника (по данным фотоловушки № 1).

Для горных территорий характерны сезонные кочевки зверей между высотными поясами, связанные с кормовыми и защитными условиями, а также с глубиной снежного покрова. В аянских ельниках подгольцовой зоны хребта Тукурингра уже к началу января глубина

снежного покрова обычно превышает 50-60 см, а к марту часто достигает 1 м. Кабарга хорошо приспособлена к условиям многоснежья, однако при высоте снега более 50 см она становится чрезвычайно уязвимой для хищников (Подольский и др., 2006). На нее начинает успешно охотиться соболь. В связи с этим в начале зимы кабарга спускается из подгольцовых аянских ельников в низкогорья. В мае после схода большей части снежного покрова кабарга возвращается в подгольцовые ельники. В бесснежный период здесь изредка отмечаются и изюбри. В отличие от копытных, заяц беляк и соболь относятся к постоянным обитателями верхней границы леса. Указанные закономерности динамики и структуры животного населения аянских ельников Зейского заповедника регистрируются ежегодно (рис. 1).

Важной особенностью Зейского заповедника являются сезонные концентрации бурых медведей в зарослях кедрового стланика и горных тундрах (Подольский, Красикова, 2003). Восточная часть хребта Тукурингра пролегает между Зейско-Буреинской равниной и Верхнезейской низменностью, где практически отсутствуют обильно плодоносящие массивы кедрового стланика. В годы хорошего урожая кедровых орешков, отмечаемые через 3-5 лет, в верхних поясах гор (горные тундры с куртинам стланика и сплошные кедровостланичники) общей площадью около 3.2 тыс. га, собираются медведи с площади, в 2-3 раза превышающей всю территорию заповедника, занимающего около 100 тыс. га. Перемещаясь к местам кормежки и откочевывая обратно к участкам постоянного обитания, медведи проходят через подгольцовые ельники. С помощью фотоловушки, установленной в пределах этого биотопа, удалось не только определить показатели численности, но также объективно охарактеризовать подекадную динамику процесса сезонной кормовой концентрации этого вида в годы с различной урожайностью кедрового стланика (рис. 2). После выхода из берлог (середина апреля – начало мая) и до начала созревания кедровых орехов (конец июля – начало августа) медведи отмечались лишь эпизодически. Характерно, что в относительно урожайном 2018 г. значительная концентрация медведей в подгольцовой зоне (32.8/1000 га) началась уже в последней декаде июля – еще до полного созревания шишек. В июле неурожайного 2019 г. медведи фотоловушкой № 1 регистрировались. Как в 2018 г., так и в 2019 г. максимальные показатели численности отмечены во второй декаде августа: 42.8 и 17.7 особей на 1000 га соответственно. В 2018 г. значительная концентрация медведей в верхних поясах гор регистрировалась до последней декады августа включительно (35.5 особей/1000 га), а отдельные звери продолжали регулярно отмечаться до начала октября. То есть присутствие медведей в верхних поясах гор в летне-осенний период урожайного 2018 г. растянулось более чем на два месяца, и, напротив, в неурожайный 2019 г. оно ограничилось лишь первой и второй декадами августа (рис. 2).

Юго-восточная часть заповедника. Сравнивались данные, полученные в 2019 г. фотоловушкой № 2, установленной в дубовом лесу, результаты ЗМУ и результаты учета многодневным окладом на площадке «Теплый». Фотоловушка № 2 стояла в юго-восточной части этой учетной площадки, примыкающей к побережью Зейского водохранилища. Стационар «Теплый» относится к низкогорьям. Дубовые и дубово-черноберезовые леса занимают склоны южных и восточных экспозиций на мысах и полуостровах между заливами Зейского водохранилища. Эти биотопы составляют около 1/3 от всей территории площадки многодневного оклада.

У косули, изюбря и кабана показатели численности, полученные в зоне фоторегистрации, сопоставимы с таковыми на площадке многодневного оклада «Теплый» и результатами ЗМУ в дубовых лесах (табл. 5). Аномально высокий максимальный показатель обилия кабанов (481.7/1000 га) связан с тем, что в феврале-марте 2019 г. в непосредственной близости от фотоловушки держалась группа из 4 молодых особей. Осенью 2018 года был отмечен очень высокий урожай желудей монгольского дуба. Поляна в зоне фоторегистрации, занимающая привершинную часть хребта, послужила своеобразным накопителем желудей.

Многие желуди, упавшие с деревьев, окружающих поляну, скатывались вниз по склону (от нескольких десятков сантиметров до нескольких метров). Использование этого ценного кормового ресурса в конце зимы обусловило аномально высокую плотность населения кабана в зоне фоторегистрации.

Таблица 5. Результаты оценки обилия млекопитающих в юго-восточной части заповедника разными методами.

Методы	Виды (особей/1000 га)									
	Заяц беляк	**Белка**	**Кабарга**	**Косуля**	**Изюбрь**	**Кабан**	**Ласка**	**Соболь**	**Волк**	**Медведь**
Фоторегистрация в дубовом лесу (ф-л № 2), максимальные среднемесячные показатели (2019 г.)	0	0	0	41.7	3.7	481.7	0	0	0	22.2
Фоторегистрация в дубовом лесу (ф-л № 2), средние показатели за период учета (февраль-октябрь 2019 г.)	0	0	0	1.8	0.6	21.4	0	0	0	6.6**
Учет многодневным окладом на площадке «Теплый» в феврале 2019 г.	0	7.4	0.8	10.7	4.6	12.2	1.4	9.3	3.1	н.д*
ЗМУ в дубово-черноберезовых лесах (январь-февраль 2019 г.)	0	5.9	0	31.0	2.7	46.4	0	0	5.6	н.д.

Весной, после выхода из берлог (май) и в начале лета (июнь) остатки прошлогодних желудей активно искали медведи, что стало причиной значительной концентрации этого вида (12.2-22.2 особей/1000 га). С конца июня скопление медведей в дубовых лесах прекратилось. Осенью 2019 г. урожай желудей был минимальным, поэтому существенного увеличения показателей численности медведей и кабанов не отмечалось (табл. 2).

Южная часть заповедника. Сопоставлялись данные, полученные в 2019 г. фотоловушкой № 3, установленной в прирусловом комплексе долины р. Гармакан (верхнее течение) в заповеднике, и результаты учета многодневным окладом на площадке «34 км» в 2019 и 2020 гг. Камера была направлена на участок бокового русла, прибрежные кусты ивняка, а также на постоянную маркировочную точку рысей и росомах, расположенную у комля наклонно стоящей погибшей лиственницы. Результаты сравнения показателей численности полученных различными методами приведены в таблице 6.

За время работы фотоловушки в октябре-декабре 2019 г. рысь была отмечена лишь раз. Все же плотность населения в зоне фоторегистрации оказалась значительно выше, чем на площадке многодневного оклада. Очевидно, что по данным камеры, направленной на маркировочную точку, нельзя судить о плотности населения использующих ее крупных хищников.

Анализ поведения животных, проведенный на основании фото-видеоматериалов ловушки № 3, показал, что изюбри и лоси часто обнюхивали маркировочную точку рысей и росомах. Здесь изюбри охотно поедали сухую траву, на которую ранее попадала моча хищников. Особая привлекательность этого места для крупных копытных обусловила высочайшую локальную плотность населения изюбрей (171.2/1000 га) и лосей (39.9/1000 га) в зоне фоторегистрации: на один-два порядка выше, чем по результатам стандартных методов учета (табл. 6).

Кабарга не проявляла интереса к маркировочной точке хищников. Показатели

численности этого вида, полученные с помощью фоторегистрации, идентичны результатам учета многодневным окладом.

Таблица 6. Результаты оценки обилия млекопитающих в южной части заповедника разными методами.

Методы	Виды (особей /1000 га)							
	Заяц беляк	Белка	Кабарга	Косуля	Изюбрь	Лось	Соболь	Рысь
Фоторегистрация в долинном комплексе (ф-л № 3), максимальные среднемесячные показатели (2019 г.)	0	0	1.9	0	369.8	176.6	7.7	6.4
Фоторегистрация в долинном комплексе (ф-л № 3), средние показатели за период учета (октябрь-декабрь 2019 г.)	0	0	1.2	0	171.2	39.9	4.7	1.4
Учет многодневным окладом на площадке «34 км» (март 2019 г.)	0.36	7.9	1.79	3.93	1.8	0.71	14.3	0.7
Учет многодневным окладом на площадке «34 км» (март 2020 г.)	0	0	0	0	1	1.25	11.0	0
ЗМУ в долинных биотопах (март 2019 г.)	0.4	11.9	0	5.6	1.46	2.1	12.5	2.8
ЗМУ в долинных биотопах (март 2020 г.)	0	0	0	0	0.5	0	6.2	0

Заключение

Основным преимуществом рассматриваемого метода является сравнимость полученных результатов с данными стандартных методов учета численности (ЗМУ, многодневный оклад, учет копытных по дефекациям). При этом, в отличие от метода Роклифа (2008) и ЗМУ, не требуются пересчетные коэффициенты, отражающие подвижность животных.

Показатели, получаемые с помощью нашего метода, отражают не только плотность населения (число особей на единицу площади), но и долю времени, когда животное находилось в зоне фоторегистрации. Сходный принцип используется в методике учета копытных по дефекациям (Сорокина, 1977), при котором фактически фиксируется нагрузка на полосу учета за весь зимний период. Наш метод позволяет постоянно отслеживать изменения показателей численности животных и потому может быть использован для получения информации о внутригодовой динамике животного населения и особенностях сезонных концентраций и миграций отдельных видов (рис. 1, 2). Кроме того, он дает объективные количественные данные, характеризующие сезонные изменения животного населения различных высотных поясов горных территорий.

Предлагаемый метод оптимален для оценки динамической плотности населения крупных и средних млекопитающих: в местах сезонных концентраций, в районах магистральных миграционных троп, в пределах ограниченных по площади важнейших местообитаний. Он чрезвычайно перспективен для определения количественных показателей обилия видов, впадающих в зимнюю спячку и потому не попадающих в ЗМУ. Это особенно актуально для закрытых биотопов. Так, информация о плотности населения медведей во время концентрации в дубовых лесах была получена исключительно благодаря разработанному нами методу. Визуальные наблюдения, использующиеся для учета медведей в горных тундрах (Подольский, Красикова, 2003), здесь невозможны.

Сравнение представленных результатов с данными стандартных методов учетов (многодневный оклад, ЗМУ, визуальный учет на маршрутах), проведенных рядом с фотоловушками в сходных местообитаниях, позволило выделить спектр видов, показатели численности которых можно корректно определять предложенным нами методом (табл. 3, 4). Это все виды копытных и крупных хищников, а также заяц-беляк.

Исключение составляют данные фотоловушек, направленных на маркировочные точки рысей и росомах. Они привлекают не только крупных хищников, но также изюбрей и лосей. При таких условиях плотность населения упомянутых видов в зонах фоторегистрации может быть на 1-2 порядка выше фоновой.

Использованные нами фотоловушки оказались непригодны для определения плотности населения средних и мелких видов куньих: соболя, горностая, ласки и др. Эти зверьки передвигаются настолько быстро, что в большинстве случаев камера не успевает их зафиксировать. Кроме того, некоторые из упомянутых видов часто «минируют» снег, не попадая в поле зрения камеры. Не поддаются фотоучету также виды, проводящие большую часть времени на деревьях: белка, летяга и др.

Важнейшее ограничение предлагаемого метода связано с трудностями корректной экстраполяции полученных результатов. Это определяется небольшой площадью зоны фоторегистрации. Мы можем с уверенностью говорить только о нагрузке учитываемого вида на зону фоторегистрации за период экспозиции камеры. Допущение о том, что аналогичные показатели численности в это время были характерны для сходных биотопов, можно рассматривать лишь как предположение. В принципе эта проблема может быть решена при использовании значительного количества фотоловушек. Однако даже в этом случае предлагаемый метод не заменит традиционные способы учета численности промысловых видов зверей (ЗМУ, многодневный оклад и др.) но может существенно их дополнить.

Авторы выражают признательность руководству и коллективу Зейского государственного природного заповедника за неоценимую помощь в организации наблюдений.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Желтухин А.С., Огурцов С.С. 2018. Фотоловушки в мониторинге лесных млекопитающих и птиц. Тверь. 54 с.

Коли Г. 1979. Анализ популяций позвоночных. М.: Мир. С. 214-270.

Кузякин В.А., Челинцев Н.Г., Ломанов И.К. 1990. Методические указания по организации, проведению и обработке данных зимнего маршрутного учета охотничьих животных в РСФСР. М.: ЦНИЛ Главохоты РСФСР. 51 с.

Перелешин С.Д. 1956. Основные вопросы охотничьего хозяйства СССР. М.: Изд-во Московского университета. 199 с.

Подольский С.А., Красикова Е.К. 2003. Летне-осенние концентрации бурого медведя на гольцах хребта Тукурингра // Териофауна России и сопредельных территорий (VII съезд териологического общества). Материалы Международного совещания, 6-7 февраля 2003 г. М. С. 267.

Подольский С.А., Красикова Е.К., Червова В.А., Кастрикин В.А. 2006. Кабарга в зоне влияния Зейского водохранилища: естественные климатические и антропогенные факторы динамики численности и пространственного распределения // Биогеография. Вып. 13. М.: МЦ РГО. С. 74-87.

Русанов Я.С. 1986. Основы охотоведения. М. Изд-во МГУ. 160 с.

Сорокина Л.И. 1977. Учет копытных // Охота и охотничье хозяйство. № 2. С. 38-39.

Формозов А.Н. 1935. Колебания численности промышленных животных. М.-Л.: КОИЗ. 103 с.

Формозов А.И. 1990. Снежный покров в жизни млекопитающих и птиц. М.: Изд-во МГУ. 287 с.

Karanth K.U. 1995. Estimating Tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture-recapture model // Biological Conservation. Vol. 71. P. 333-338.

Rowcliffe J.M., Field J., Turvey S.T., Carbone C. 2008. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition // Journal of Applied Ecology. No. 45. P. 1228-1236.

ECOSYSTEMS: ECOLOGY AND DYNAMICS, 2020, Vol. 4, No. 2, Pp. 65-81

METHODS OF MAINTENANCE AND PRESERVATION OF ECOSYSTEMS AND THEIR COMPONENTS

UDC 502.5/8; 502.74; 574.472; 574.91; 574.24

NEW METHOD OF CAMERA TRAP USAGE TO EVALUATE DIVERSITY AND DETERMINE CHARACTERISTICS OF MAMMALS IN THE VARIOUS HABITATS BY THE EXAMPLE OF ZEYA NATURE RESERVE[1]

© 2020. S.A. Podolsky*, **, V.A. Kastrikin*, E.K. Krasikova**, L.Yu. Levik****, D.S. Chemirskaya****

**Water Problems Institute of the Russian Academy of Sciences*
Russia, 119333, Moscow, Gubkina Str., 3. E-mail: sergpod@mail.ru
***Zeya Nature Reserve*
Russia, 676246, Amur Region, Zeya, Stroitelnaya Str., 71
****Khingan Nature Reserve*
Russia, 676740, Amur Region, Arkharinsky District, Arkhara Settlement, Dorozhny Per., 6
*****M.V. Lomonosov Moscow State University*
Russia, 119991, Moscow, Leninsky Gori, 1

Received April 25, 2020. After revision May 29, 2020. Accepted June 01, 2020.

In this article we studied a new method to evaluate the mammals' diversity, based on the analyzed data of 3 camera traps, placed in the various biotopes of Zeya Nature Reserve. They were set in the sub-alpine spruce forest (from March to November in 2018, from February to August in 2019), in the oak forest with black birch (from February to October in 2019), and in the willow complex near riverbed (from October to December in 2019). Unlike the well-known methods to evaluate population density with camera traps, this one does not require recalculation coefficients which represent mobility of the accounted species. We compared the collected data with the results of the standard methods of mammals' density evaluation, such as winter routing, multi-day census on a particular plot and census by the encounters on transects. We demonstrate the potential of the said method to evaluate quantitative characteristics of the seasonal dynamics of population, and local concentrations of brown bear, wild boar and Manchurian wapiti in the various biotopes of the Eastern part of the Tukuringra Ridge. We also listed the main advantages and limitations of the said method.

Keywords: camera trap, terrestrial animals, new methods of species richness evaluation, Zeya Nature Reserve.
DOI: 10.24411/2542-2006-2020-10060

In the recent years the researches of the terrestrial animals' ecology that were carried out with the help of camera traps have become an important part of zoological field observations. At the beginning camera traps were mostly used to register and count the rare species. Back then data analysis was based on personal identification of research subjects and application of the methods of secondary registration (Koli, 1979). The said method is described in the research of K.U. Karanth (1995) by the example of tiger census. With camera traps becoming more and more available, some new methods were created to be used for diversity evaluation of background species of terrestrial vertebrates, personal identification of which is neither possible nor rational. We can emphasize 2 main ones:

[1] This study was carried out according to the fundamental research project of the Water Problems Institute of the Russian Academy of Sciences for 2018-2020 "Modeling and Forecasting of the Restoring Processes of Water and Ecosystems Quality Under the Various Scenarios of Climate Changes and Anthropogenic Activities" (No. 0147-2018-0002), state registration No. AAAA-A18-118022090104-8, section of chapter 2.6 "Evolution of Terrestrial Ecosystems in the Changing Natural Conditions".

1) determination of relative diversity indices, 2) determination of population diversity.

When applying the first method and processing the data from camera traps, the index of "encounters amount" of each species is usually used (Zheltukhin, Ogurtsov, 2018). Despite its advantages such as simple data processing, it also has some limitations. The first one is to decide what exactly should be considered as an encounter? Even if we could answer this question definitively, the received data presents such indices of richness that cannot be compared to the results of the standard census methods, such as winter routing (Kuzyakin et al., 1990), multi-day census (Rusanov, 1986) and ungulates census by their excrements (Sorokina, 1977). Until recently population density, the data on which was obtained from the camera traps, was calculated according to the formula suggested by J.M. Rowcliffe et al. (2008):

$$D=(y/t)\bullet(\pi/vr(2+\theta)),$$

where D is population density, y/t – amount of photo-registrations per time unit, v – (average) speed of an animal, r – detection range, θ – detection angle (in radians).

In this case the difference between the formulas of Rowcliffe $D=(y/t)\bullet(\pi/vr(2+\theta))$ and Formozov-Malyshev-Pereleshin $D=(y/t)\bullet(\pi/vr2)$ is only in θ; so if we assume θ to be a zero, then the difference is leveled (Formozov, 1935, 1990; Pereleshin, 1956; Kuzyakin et al., 1990). Therefore, the mathematical basis of photo-census, carried out according to J.M. Rowcliffe et al. (2008), is identical to winter routing, and has a specific problem, too. The problem is that we have to know the parameters of the accounted species' mobility to evaluate their population density: the length of their daily route and their speed. For each species these parameters depend on many different factors: snow cover depth, food availability, air temperature, their sex, age, etc. Many of those factors significantly vary by seasons and years. The mentioned coefficients in Formozov's formula, applied to winter routing, can be obtained by tracking and plot censuses. Theoretically speaking, when using camera traps according to Rowcliffe's methodic, the mobility parameters for all seasons can be determined by radio-labeling. However, due to the difficulties with obtaining the said parameter, the average animal's speed (length of its daily route) is usually used, without taking into account its seasonal features and conditions of a particular year.

We created and tested a special method (Podolsky et al., 2019; Kastrikin et al., 2020) which requires only camera traps and no extra recalculations to obtain quantitative evaluations of average and large terrestrial animals' populations. These evaluations can be compared to the results of the generally accepted methods of mammals' population evaluation, such as winter routing (Kuzyakin et al., 1990), multi-day census (Rusanov, 1986), ungulates census by their excrements (Sorokina, 1977) and census by encounters on transects.

Materials and Methods

In our research we used two SG968 K-10M camera traps and one SG562-D, set in different biotopes of Zeya Nature Reserve in Amur Region. The obtained data was used to create a basis for testing of the said methodic. Zeya Nature Reserve covers 99.4 thousand hectares in the east part of the Tukuringra Ridge.

The camera trap No. 1 was set near the east reserve border on the watershed of Kamenushka and Malaya Erakingra rivers (N 54° 09' 00.4", E 126° 47' 14.3), in the sub-alpine dark-bark spruce forest with patches of creeping pine, close to the upper forest border (1107 m above mean sea level), on the crossing of two animal trails. The trap was adjusted in parallel with horizon, the camera was pointing at the afforested gentle slope, fenced with patches of creeping pine. The area for animals' photo-registration was determined experimentally on spot and covered 34 m^2. The trap's exposition periods were as follows: from 03/15/2018 (10:30 am) to 12/01/2018 (00:00 am); from 02/22/2019 (16:07 pm) to 08/17/2019 (15:30 pm). The total exposition length was about 14.5 months (37,721,160 seconds). The camera was working in "photo mode". For every animal's

encounter the following parameters were noted: date, time, duration of animal's staying in the registration area (in seconds), its species, amount of individuals, external features (sex, age, coat coloring) and behavior features of each animal. During the period of the camera trap functioning we registered 360 encounters of mammals of 7 species: mountain hare – 257 encounters (photo 1), squirrel − 3, Siberian musk deer – 15, Manchurian wapiti – 2, brown bear – 52 (photo 2), sable – 30, wolverine − 1.

Photo 1. A mountain hare with summer fur. Camera trap No. 1.

The camera trap No. 2 was set near the southeast reserve border (N 53° 51' 02.4", E 127° 22' 31.8"), near the bank of Zeya water reservoir, between the Tyoply and Razvedochny creeks, on the ridge of a low spur (423 m above mean sea level), covered with oak forest and black birch, with an animal trail along its top. The trap was adjusted in parallel with horizon. The camera was pointing at the clearing, fenced with Mongolian oak and black birch forest. The area of photo-registration was determined experimentally and covered 63 m^2. The trap's exposition periods were as follows: from 02/11/2019 (15:03 pm) to 03/05/2019 (13:05 pm); from 04/23/2019 (9:00 am) to 10/16/2019 (10:50 am). The total exposition length was about 6.5 months (17,085,480 seconds). The camera was working in "photo mode". During the period of its functioning we registered 60 encounters of mammals of 4 species: Siberian roe deer – 9 (photo 3), Manchurian wapiti – 5 (photo 4), wild boar − 29 (photo 5), brown bear – 17.

The camera trap No. 3 was set in the riverbed complex of the Garmakan River valley (upper flow), near the south reserve border (N 53° 59' 48.1", E 127° 05' 24.5"). The camera was pointing at the part of the side channel, willow bushes on the bank and permanent marking spot of lynxes and wolverines located near the butt of a dead inclined larch. The area of photo-registration was determined experimentally and covered 23 m^2. The trap's exposition period was as follows: from 10/21/2019 (13:03 pm) to 03/05/2019 (13:05 pm) − about 2 months. The camera was working in

"photo + video (15 seconds) mode". In 2019 we registered 23 encounters of 4 species: Siberian musk deer − 1, Manchurian wapiti – 15 (photo 6), moose − 1, lynx – 1. Previously this camera trap had also registered wolverines (photo 7) and wolves (photo 8).

Photo 2. A bear walking to the creeping pine during its ripening period. Camera trap No. 1.

Photo 3. A male Siberian roe deer in the clearing of the oak forest. Camera trap No. 2.

Photo 4. A female wapiti in the clearing of the oak forest. Camera trap No. 2.

Photo 5. One-year-old boars in the clearing of the oak forest in spring. Camera trap No. 2.

Photo 6. A wapiti eating dry grass at the marking point of large predators. Camera trap No. 3.

Photo 7. A wolverine leaving its marking point. Camera trap No. 3.

The final quantitative index of the camera traps is the load of a particular species on the area of the photo/video-registration per time unit (month, decade, total exposition period, etc.), determined

by the amount of individuals per area unit, e.g. individuals per 1000 ha. We mark it as "D". To obtain the required load index (D) we have to determine the main parameters: 1) area of registration zone, 2) duration of staying in registration area for each species, 3) duration of camera trap functioning (exposition). Below we are going to discuss the particularities of determination of these parameters.

1) Photo-registration area (Sr) or census area depends on the technical parameters of the camera trap (its angle of view, sensing range and distance of infrared backlight or flash), and on the way it was set (its horizontal incline, any obstacles in front of it, relief). It must be taken into account that sensing range of many camera traps usually is much lower than it is stated in their certificates. So, to avoid any mistakes even without the obstacles, partially blocking the camera's view, the photo-registration area of each trap has to be calculated right on the spot, experimentally. It can be marked by sticks to fix the angle and range of animals' registration.

Photo 8. An adult wolf on the ice of the upper Garmakan River. Camera trap No. 3.

2) Duration of animals' staying in the registration area (Tr) is the main richness index in our method. It is calculated in seconds, for each species and for a particular period (decade, month, total exposition period). If the camera trap registers more than one species at a time, then their staying duration (amount of seconds) has to be multiplied by their amount (if the group of animals entered and left the registration area simultaneously), or it can be calculated as a sum of time that all of the individuals from the said group spent in the registration area. The delay between the animal entering the area and the first photo being taken (or video being started) has to be added to the animal's staying duration. The delay period depends on the technical parameters of camera trap and the size and type of its storage and can be determined empirically, but it must be remembered that this period will change once the memory card is replaced with another one of different capacity. The total duration of animals' staying in the registration areas of the camera traps is listed by months in the tables 1-3.

3) Duration of exposition period (Tt) is calculated in seconds. Depending on the aim of the particular research, different time intervals of the camera trap's functioning can be used (day, decade, month, total exposition period). In our case to evaluate the population density we used the monthly periods of each camera's working as well as their total exposition periods (tables 1-3).

Table 1. Density of terrestrial mammals' population in the spot of the camera trap No. 1 (Sr=34 m^2).

Month, year	Duration of the camera trap's working (seconds)	Species											
		Hare		Siberian musk deer		Manchurian wapiti		Bear*		Sable		Wolverine	
		seconds	individuals/ 1000 ha	seconds	individuals/ 1000 ha	seconds	individuals/ 1000 ha	seconds	individuals/ 1000 ha	seconds	individuals/ 1000 ha	seconds	individuals/ 1000 ha
2018													
March	1,434,540	39	7.9	0	0	0	0	0	0	10	2.1	0	0
April	2,592,000	49	5.6	0	0	0	0	0	0	2	0.2	0	0
May	2,678,400	268	29.4	16	1.74	0	0	5	0.56	6	0.65	0	0
June	2,592,000	191	21.7	13	1.48	0	0	0	0	27	3.1	0	0
July	2,678,400	93	10.2	25	2.75	0	0	111	12.2	28	1.1	0	0
August	2,592,000	163	18.5	0	0	38	4.3	292	33.1	11	1.25	0	0
September	2,678,400	42	4.6	7	0.77	0	0	27	2.96	9	0.99	0	0
October	2,592,000	53	6.0	0	0	0	0	6	0.68	8	0.91	0	0
November	2,678,400	84	9.2	0	0	0	0	0	0	3	0.33	4	0.44
Total for 2018	22,516,140 (18,403,200)*	982	12.8	61	0.8	38	0.49	441	7.05*	104	1.36	4	0.05
2019													
February	547,620	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
March	2,678,400	62	6.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
April	2,592,000	111	12.6	0	0	0	0	31	3.5	0	0	0	0
May	2,678,400	132	14.5	11	1.24	0	0	0	0	0	0	0	0
June	2,592,000	255	28.9	11	1.25	0	0	6	0.68	10	1.14	0	0
July	2,678,400	61	6.7	30	3.3	0	0	0	0	11	1.2	0	0
August	1,438,200	41	8.4	0	0	0	0	95	19.4	9	1.8	0	0
Total for 2019	15,205,020 (11,979,000)*	662	12.8	52	1.0	0	0	126	3.1*	30	0.58	0	0
Total for 2018 and 2019	37,721,160 (30,382,200)*	1644	12.8	113	0.88	38	0.3	567	5.5*	134	1.04	4	0.03

Notes to tables 1, 2, 4 and 5: * − when estimating the average population density for the bear during the period of camera trap functioning, we took into account only the period of bear's activity outside the winter hibernation, from April to October.

Evaluating the population density. Once the source data was obtained, we calculated the richness indices for every species of terrestrial mammals for every month of the cameras functioning (tables 1, 2). Further below we will show it by the example of mountain hare, registered by the camera trap No. 1 in March 2018 (table 1).

Duration of the camera trap's functioning or exposition (Tt) for March was 23,909 minutes or 1,434,540 seconds. If the hare was staying in the registration area for the entire period, then the load

on the area would be 1 individual per 34 m^2. The actual *registration time* (Tr) was 39 seconds. Using the ratio, we can determine the actual load or the hare's *population density in the registration area* (Dr), which is 0.000027 ind. per 34 m^2.

Table 2. Density of terrestrial mammals' population in the spot of the camera trap No. 2 (Sr=63 m^2).

Month of 2019	Duration of the camera trap's working (seconds)	Species							
		Roe deer		Manchurian wapiti		Wild boar		Brown bear	
		seconds	individuals/ 1000 ha	seconds	individuals/ 1000 ha	seconds	individuals/ 1000 ha	seconds	individuals/ 1000 ha
February	1,414,980	49	5.5	0	0	677	75.9	0	0
March	479,100	126	41.7	0	0	1454	481.7	0	0
April	637,200	0	0	0	0	0	0	0	0
May	2,678,400	6	0.4	34	2.0	26	1.54	203	12.0
June	2,592,000	0	0	0	0	116	7.1	363	22.2
July	2,678,400	0	0	0	0	0	0	50	2.9
August	2,592,000	0	0	0	0	0	0	7	0.43
September	2,678,400	0	0	0	0	26	1.54	7	0.41
October	1,335,000	11	1.3	31	3.7	0	0	0	0
Total	17,085,480 (15,191,400)*	192	1.8	65	0.6	2299	21.4	630*	6.6

Table 3. Density of terrestrial mammals' population in the spot of the camera trap No. 3 (Sr=23 m^2).

Month of 2019	Duration of the camera trap's working (seconds)	Species									
		Siberian musk deer		Manchurian wapiti		Moose		Sable		Lynx	
		seconds	individuals/ 1000 ha	seconds	individuals/ 1000 ha	seconds	individuals/ 1000 ha	seconds	individuals/ 1000 ha	seconds	individuals/ 1000 ha
October	817 305	0	0	196	104.3	0	0	0	0	0	0
November	2 678 400	12	1.9	716	116.2	0	0	31	5.0	0	0
December	1 016 846	0	0	865	369.8	413	176.6	18	7.7	15	6.4
Total	4 512 551	12	1.2	1777	171.2	413	39.9	49	4.7	15	1.4

Population density (D), recalculated in terms of the standard square measure, is 7.9 ind. per 1000 ha. Therefore:

$$D=((Tr/Tt)\bullet 10000000)/Sr,$$

where Tr is the total staying duration of the animals of the particular species in the registration area, in seconds, Tt – exposition period, in seconds, Sr – area of photo-registration, in square meters.

These statistical methods are described by V.A. Kastrikin et al. in their future and not yet published article about using the camera traps in the territory of Khinganskiy Nature Reserve. The article also describes the formula to calculate the standard deviation, which can be used to obtain the required dispersion measures (standard error of mean), and an example of bootstrap method applying to construct a confidence interval of the grand mean.

Results and Discussion

Let's compare the indices, obtained by different evaluation methods of mammals' richness, and the features of the animals' population for the various parts of Zeya Nature Reserve, captured by the camera traps.

West part of the nature reserve. We compared the data, received in 2018 and 2019 from the camera trap No. 1 which was set in the mid-mountain sub-alpine dark-bark spruce forest, and the census results, obtained by the multi-day censuses which were carried out on the "Kamenushka" plot during the same years. It is the closest census plot of the reserve, located 1-6 km from the camera trap No. 1. Most of the "Kamenushka" station is formed by the flatlands, and the mid-mountain spruce forests cover only 1/4 of the entire plot.

Despite the differences of the habitats conditions, the population indices of Siberian roe deer, Manchurian wapiti, mountain hare and wolverine, collected in the photo-registration area, can be compared to the ones collected from the "Kamenushka" plot where the multi-day census was performed (table 4). The higher richness of the most species can be related to the fact that the camera was aiming at the crossroad of the animals' trails. Moreover, the mountain hare's population density is at its maximum in the sub-alpine zone where the trap was set. The absence of roe deer can be explained by the fact that it tends to the low-mountain relief and avoids the sub-alpine spruce forests and mid-mountain biotopes in general. The absence of moose can be explained by the relative rarity of the species.

Population indices of brown bear were obtained in August 2018 (33.1 ind./1000 ha) and can be compared to the ones from the alpine tundra during the high fruiting of the creeping pine (11.1 ind./1000 ha), registered in 2000 during the visual census on the plots with a clear view (Podolsky, Krasikova, 2003). The fruiting was above the average in 2018 but did not reach its maximum. The high population indices in the photo-registration area were due to the camera pointing at the trail crossing, actively used by bears during their seasonal migrations.

The average population indices of sable (0.6-1.4 ind./1000 ha) were much lower than the ones on the multi-day census plot (9.3-16.3 ind./1000 ha). Perhaps, it is due to the fact that the SG968 K-10M camera usually cannot capture a fast-moving sable. Its reaction time is relatively high, about 1.5 seconds, which is enough for the sable to leave the photo-registration area. Therefore, we can conclude that the indices of sable's population density, obtained with the said camera trap type, are not comparable to the results of the standard census methods, such as multi-day census and winter routing. The camera trap was not able to catch stoats and weasels, inhabiting the researched territory. They move too fast and usually jump deep into snow, as if "mining" it, and therefore not registered by the trap. The tree-living species, such as squirrels and flying squirrels, are also almost impossible to capture with camera traps; however the squirrel was registered 3 times, while the flying squirrel − never.

Unlike the most of the other census methods which can estimate animals' richness for a short period of time (winter routing and multi-day census) or for the entire season (ungulates census by their excrements), the suggested method allows to track the changes of population indices for the entire year. This in its turn makes it possible to analyze the seasonal changes of animals' population (fig. 1, 2).

Seasonal migrations of animals between altitudinal belts are very common for the mountainous territories, caused by their food and protection conditions, as well as the depth of snow cover. In the

early January the depth of snow in the dark-bark spruce forests of the sub-alpine zone of the Tukuringra Ridge is usually more than 50-60 cm, growing up to 1 m in March. Siberian roe deer is well-adapted to the deep snow, however when the cover is higher than 50 cm the roe becomes severely vulnerable to predators (Podolsky et al., 2006) and is usually hunted by sable. Thus, in the early winter the roe deer moves from the sub-alpine spruce forests down to the low-mountain relief.

Table 4. Results of evaluation of mammals' richness in the west part of the nature reserve, carried out by different methods.

Methods	Species (individuals/1000 ha)											
	Mountain hare	**Squirrel**	**Flying squirrel**	**Siberian musk deer**	**Manchurian wapiti**	**Roe deer**	**Moose**	**Sable**	**Stoat**	**Weasel**	**Wolverine**	**Brown bear**
Photo-registration in the sub-alpine spruce forest (camera trap No. 1), maximal average monthly indices for: 2018 2019	29.4 28.9	0.32 1.2	0 0	2.75 3.3	4.3 0	0 0	0 0	3.1 1.8	0 0	0 0	0.44 0	33.1 19.4
Photo-registration in the sub-alpine spruce forest (camera trap No. 1), average indices for the census periods of: March-November 2018 February-August 2019	12.8 12.8	0.05 0.11	0 0	0.8 1.0	0.49 0	0 0	0 0	1.36 0.58	0 0	0 0	0.05 0	7.05 3.1
Photo-registration in the sub-alpine spruce forest (camera trap No. 1), maximal average monthly indices for 2018 and 2019	12.8	0.08	0	0.88	0.3	0	0	1.04	0	0	0.03	5.5*
Multi-day census on the "Kamenushka" plot in March 2018 March 2019	2.2 2.8	4.8 10.8	2.6 4.3	0.4 0.3	0 0.5	0 1.8	0 1.0	16.3 9.3	3.9 1.8	5.2 1.3	0.13 0.16	no data
Visual census of brown bears in the alpine tundra in the year rich with creeping pine (August 2000)	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	11.1
Census of brown bears in the alpine tundra by their excrement in the lean year (August 2002)	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1.4

Then in May, when most of the snow melts away, the roe deer returns to the spruce forests. During the snowless periods the Manchurian wapiti can be found there as well, but rarely. Unlike the

ungulates, the mountain hare and sable are the constant inhabitants of the upper forest border. These patterns of dynamics and structure of the animals' population of the sub-alpine forests of Zeya Nature Reserve are registered per annum (fig. 1).

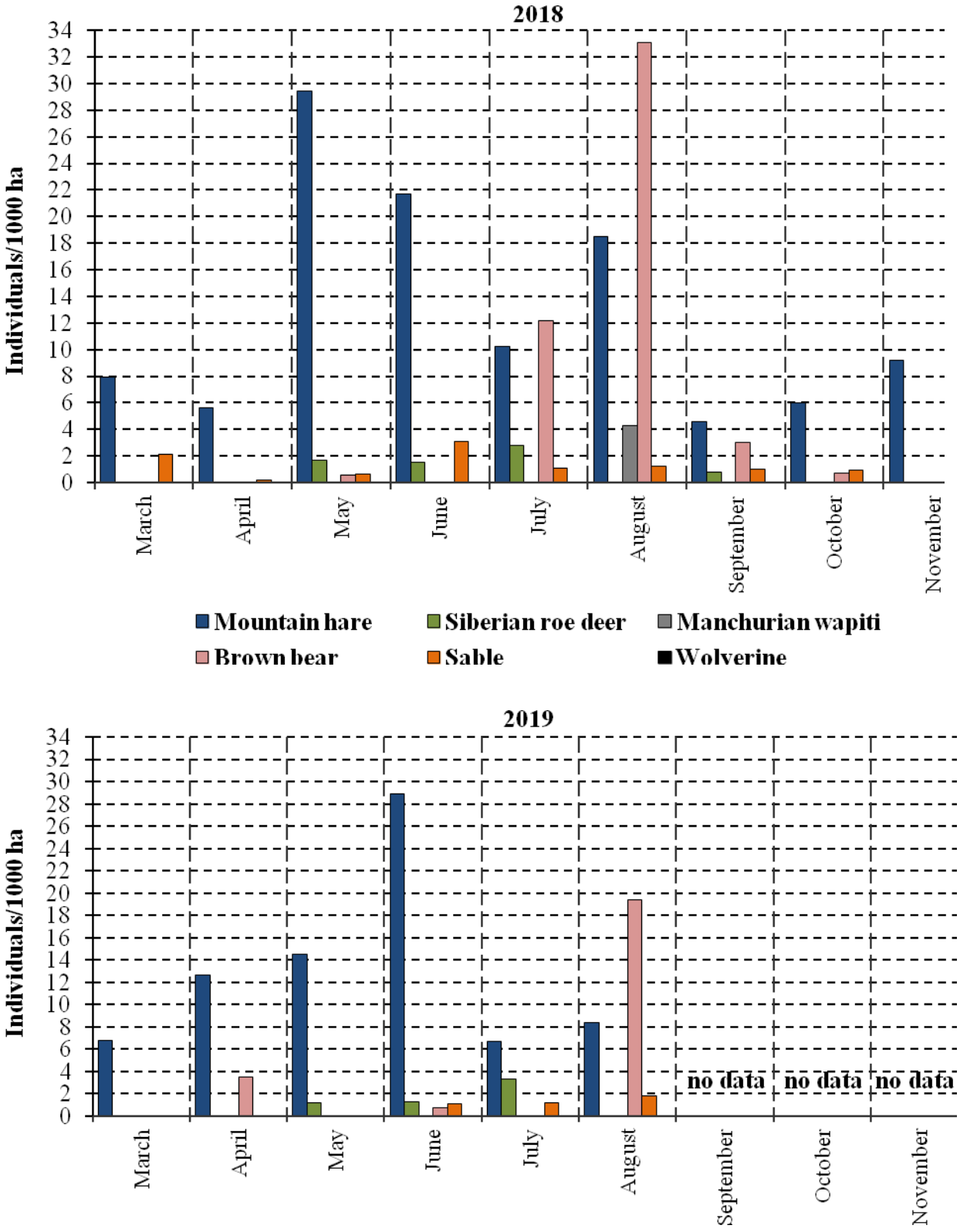


Fig. 1. Dynamics of animals' population in the Ayansky spruce forest at the upper forest edge, west part of Zeya Nature Reserve (according to the camera trap No. 1).

An important feature of Zeya reserve is its seasonal concentrations of brown bears, gathering at the creeping pines thickets and in the alpine tundra (Podolsky, Krasikova, 2003). The eastern part of the Tukuringra Ridge lies between the Zeya-Bureya Plain and the Upper Zeya Lowland, where the creeping pine massifs are almost absent. Every 3-5 years when cedar is rich with nuts, in the upper mountain belts (alpine tundra with patches of creeping pine and solid pines massifs), the total area of which is about 3.2 thousand ha, the brown bears gather from the area 2-3 times bigger than the entire territory of the nature reserve (about 100 thousands ha). Moving between the feeding sites and their permanent habitats, the bears pass through the sub-alpine spruce forests. We set a camera trap in that biotope and determined bears' population indices, as well as objectively characterized the dynamics of their seasonal feeding concentration for every decade during the years of different fruiting intensity of the creeping pine (fig. 2). After the bears leave their dens (from mid-April to early May) and before the creeping pines start ripening (in the late July − early August), the bears could be seen quite rarely. In the relatively fruitful 2018 a significant concentration of bears (32.8 ind./1000 ha) was already gathering in the sub-alpine zone in the last decade of July, even before the cones fully ripened. In June of lean 2019 the bears were registered by the camera trap No. 1. In both years the maximal population indices were registered in the second decade of August, with 42.8 and 17.7 ind. per 1000 ha, respectively. In 2018 a significant concentration of bears in the upper mountain belts was registered until the last decade of August (35.5 ind./1000 ha), and single individuals were encountered regularly until early October. It means that the bears' presence in the upper belts during the summer-autumn period of fruitful 2018 was lasting more than 2 months, and, on the contrary, it was limited by the first and second decades of August in lean 2019 (fig. 2).

Southeast part of the nature reserve. We compared the data, received in 2019 from the camera trap No. 2 which was set in the oak forest, and the census results, obtained by the winter routing and multi-day censuses which were carried out on the "Tyoply" plot. The trap was located in the southeast past of that plot, adjoining the bank area of Zeya water reservoir. The "Tyoply" Station is formed by the low mountains. The oak and oak with black birch forests are spread over the slopes of south and east expositions on the forelands and peninsulas between the bays of Zeya reservoir. Those biotopes cover about 1/3 of the entire territory of the plot for multi-day census.

The population indices of Siberian roe deer, Manchurian wapiti and wild boar, collected in the registration area, can be compared to the ones obtained from the "Tyoply" plot by the multi-day census and winter routing through the oak forests (table 5).

The abnormally high maximal richness index of the wild boars (481.7 ind./1000 ha) can be related to the fact that a group of 4 young animals was staying around the trap in from February to March in 2019. In the autumn of 2018 the amount of acorns from the Mongolian oaks was very high, so they accumulated on the clearing in the registration area which was covering the part of the ridge near its top. While falling from the trees around the clearing, many acorns rolled down the slope for dozens of centimeters and sometimes for several meters. Being a valuable feeding resource in the end of the winter, those acorns caused an abnormally high population density of the wild boar in the photo-registration area.

After leaving their dens in spring (May) and in the early summer (June), the bears were actively looking for the last year's acorns, therefore intensely concentrating during the said period (12.2-22.2 ind./1000 ha). From the late June they stopped gathering in the oak forests. In the autumn of 2019 the amount of acorns was minimal, therefore no significant increases in the bears' population were registered (table 2).

South part of the nature reserve. We compared the data, received in 2019 from the camera trap No. 3 which was set in the riverbed complex of the Garmakan River (upper flow), and the results, obtained by the multi-day census which was carried out on the "34th km" plot in 2019 and 2020. The camera was pointing at the part of the side channel, willow bushes on the bank and permanent marking spot of lynxes and wolverines located near the butt of a dead inclined larch. These results,

obtained by different methods and compared afterwards, can be seen in the table 6.

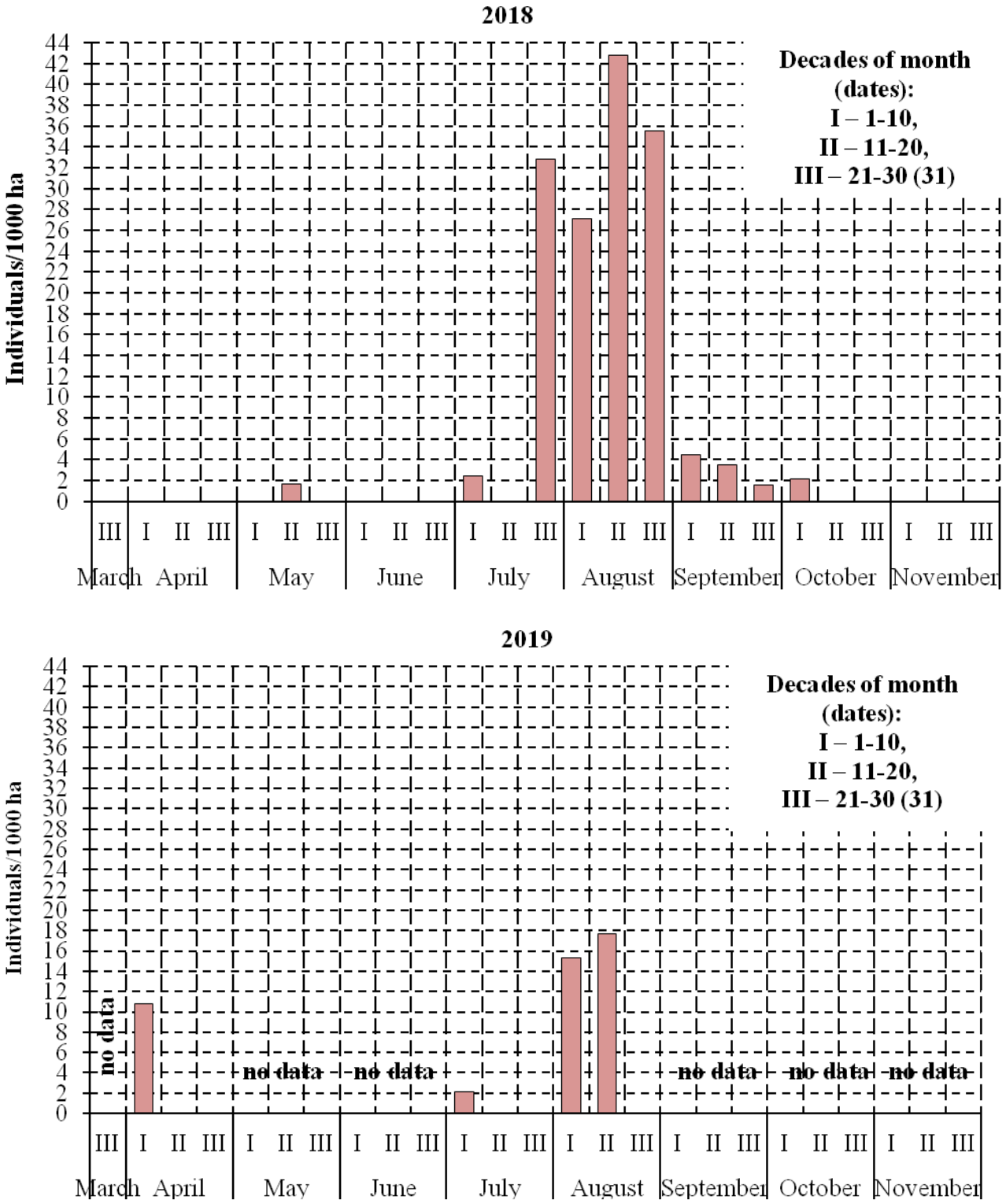


Fig. 2. Bear population dynamics by decades in the Ayansky spruce forest at the upper forest edge, west part of Zeya Nature Reserve (according to the camera trap No. 1).

During the period of the camera trap's functioning in October-December 2019 the lynx was registered only once, although the population density in the photo-registration area was significantly

higher than on the plot of multi-day census. Obviously, the data received from the camera, pointing at that marking spot, was insufficient to make any conclusions about population density of the large predators that were using the spot.

The analysis of the animals' behavior, carried out on the basis of the photo/video-materials of the camera trap No. 3, showed that Manchurian wapiti and moose frequently approached and smelled the marking spot of lynxes and wolverines, and the wapiti ate dry grass previously stained with predators' urine. While being so attractive to the large ungulates, the spot had the highest local population density of wapiti (171.2 ind./1000 ha) and moose (39.9 ind./1000 ha) in the photo-registration area; it was 1-2 times higher than the standard census methods showed (table 6).

The Siberian roe deer was not interested in the marking spot. Its population indices, obtained by the photo-registration, were identical to the ones of the multi-day census.

Table 5. Results of evaluation of mammals' richness in the southeast part of the nature reserve, carried out by different methods.

Methods	Species (individuals/1000 ha)									
	Mountain hare	**Squirrel**	**Siberian musk deer**	**Roe deer**	**Manchurian wapiti**	**Wild boar**	**Weasel**	**Sable**	**Wolf**	**Brown bear**
Photo-registration in the oak forest (camera trap No. 2), maximal average monthly indices for 2019	0	0	0	41.7	3.7	481.7	0	0	0	22.2
Photo-registration in the oak forest (camera trap No. 2), average indices for the census period from February to October 2019	0	0	0	1.8	0.6	21.4	0	0	0	6.6*
Multi-day census on the "Tyoply" plot in February 2019	0	7.4	0.8	10.7	4.6	12.2	1.4	9.3	3.1	no data
Winter routing in the oak and black birch forests in January-February 2019	0	5.9	0	31.0	2.7	46.4	0	0	5.6	no data

Conclusion

The main advantage of the said method is the possibility to compare the obtained results with the data of the standard methods of population evaluation, such as winter routing, multi-day census and census of ungulates by their excrements. Moreover, unlike Rowcliffe's method (2008) and winter routing, this one does not require any recalculations to determine animals' mobility.

The indices obtained with our method show the population density (amount of individual per area unit) and the amount of time the animal spent in the photo-registration area. The similar principle is used in the census of ungulates by their excrements (Sorokina, 1977), when the load on the census zone in determined for the entire winter season. Our method allows researchers to permanently track the changes of population indices and therefore use it to obtain data about the yearly dynamics of animals' population and features of seasonal concentrations and migrations of some species (fig. 1, 2). Moreover, this method provides an objective quantitative data which characterizes the population changes in the various altitudinal belts of mountainous territories.

Table 6. Results of evaluation of mammals' richness in the south part of the nature reserve, carried out by different methods.

Methods	Species (individuals/1000 ha)							
	Mountain hare	Squirrel	Siberian musk deer	Roe deer	Manchurian wapiti	Moose	Sable	Lynx
Photo-registration in the valley complex (camera trap No. 3), maximal average monthly indices for 2019	0	0	1.9	0	369.8	176.6	7.7	6.4
Photo-registration in the valley complex (camera trap No. 3), average indices for the census period from October to December 2019	0	0	1.2	0	171.2	39.9	4.7	1.4
Multi-day census on the "34th km" plot in March, 2019	0.36	7.9	1.79	3.93	1.8	0.71	14.3	0.7
Multi-day census on the "34th km" plot in March, 2020	0	0	0	0	1	1.25	11.0	0
Winter routing in the valley biotopes in March 2019	0.4	11.9	0	5.6	1.46	2.1	12.5	2.8
Winter routing in the valley biotopes in March 2020	0	0	0	0	0.5	0	6.2	0

The suggested method is optimal to estimate the dynamical density of the large and average mammals' population in the spots of their seasonal concentrations, near the main migration trails and around the most important bounded habitats. It is very promising to determine the quantitative richness indices of those species with winter hibernation that cannot be found during winter routing, which is especially significant for the close biotopes. For instance, the data on the bears' population density was obtained during their concentration in the oak forests only with the help to the said method. The visual monitoring, performed for bear census in the alpine tundra (Podolsky, Krasikova, 2003), is not possible in such situations.

Comparing our results with the ones of the standard census methods (multi-day census, winter routing, visual monitoring), applied around the camera traps locations in the similar habitats, we were able to find a spectrum of species, the population indices of which can be correctly determined with our method (tables 3, 4). Those were the ungulates and large predators, as well as the mountain hare.

However, there were exceptions, since some of the traps were aiming at the marking points of lynxes and wolverines. Aside from large predators, those points also attract Manchurian wapiti and moose, so their population density in the photo-registration area can be 1-2 times higher that their background density.

The camera traps we used in our research were not able to determine the population density of the average and small Mustelids, such as sable, stoat, weasel and others. These animals move too quickly to be caught on the camera. Besides, some of them usually jump deep into snow, as if "mining" it, without coming into the camera's field of view. Some of the tree-living species, such as squirrels and flying squirrels, are also very hard to register with the camera traps.

The most significant limitation of our method is in the difficulties of the correct extrapolation of the final results, which is determined by the small area of photo-registration zone. We can be sure

only about the load of particular species in the registration area, registered during the exposition period, and can only assume that similar biotopes had the similar population indices at the same time. However, a significant amount of camera traps can solve this problem, but even so our method cannot replace the traditional ones, such as winter routing, multi-day census and others, although it can significantly complement them.

The authors want to thank the heads and collective of the State Zeya Nature Reserve for their help to organize our monitoring activities.

REFERENCES

Formozov A.N. 1935. Fluctuations of Game Animals' Population. M.-L.: KOIZ. 103 p. [in Russian; *Формозов А.Н.* 1935. Колебания численности промышленных животных. М.-Л.: КОИЗ. 103 с.]

Formozov A.N. 1990. Snow Cover in the Lives of Mammals and Birds. M.: Izdatelstvo MGU. 287 p. [in Russian; *Формозов А.И.* 1990. Снежный покров в жизни млекопитающих и птиц. М.: изд-во МГУ. 287 с.]

Karanth K.U. 1995. Estimating Tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture-recapture model // Biological Conservation. Vol. 71. P. 333-338.

Koli G. 1979. Analysis of Vertebrates Populations. M.: Mir. P. 214-270. [in Russian; *Коли Г.* 1979. Анализ популяций позвоночных. М.: Мир. С. 214-270.]

Kuzyakin V.A., Chelintsev N.G., Lomanov I.K. 1990. Methodical Guidelines for Organization, Making and Data Processing of Winter Routing for Game Animals in RSFSR. M.: TsNIL Glavokhoty RSFSR. 51 p. [in Russian; *Кузякин В.А., Челинцев Н.Г., Ломанов И.К.* 1990. Методические указания по организации, проведению и обработке данных зимнего маршрутного учета охотничьих животных в РСФСР. М.: ЦНИЛ Главохоты РСФСР. 51 с.]

Pereleshin S.D. 1956. The Main Themes of Game Husbandry in USSR. M.: Izdatelstvo Moskovskogo Universiteta. [in Russian; *Перелешин С.Д.* 1956. Основные вопросы охотничьего хозяйства СССР. М.: Изд-во Московского университета. 199 с.]

Podolsky S.A., Krasikova E.K. 2003. Summer-Autumn Concentrations of the Brown Bear on the Barrens of Tukuringra Ridge // Theriofauna of Russia and Adjusting Territories (VII Meeting of the Theriological Society). Materials of the International Conference, 6-7th of February, 2003). M. P. 267. [in Russian; *Подольский С.А., Красикова Е.К.* 2003. Летне-осенние концентрации бурого медведя на гольцах хребта Тукурингра // Териофауна России и сопредельных территорий (VII съезд териологического общества). Материалы Международного совещания, 6-7 февраля 2003 г. М. С. 267.]

Podolsky S.A., Krasikova E.K., Chervova V.A., Kastrikin V.A. 2006. Siberian Musk Deer in the Influence Area of Zeya Water Reservoir: Natural Climatic and Anthropogenic Factors of Population and Spatial Distribution Dynamics // Biogeography. Is. 13. P. 74-87. [in Russian; *Подольский С.А., Красикова Е.К., Червова В.А., Кастрикин В.А.* 2006. Кабарга в зоне влияния Зейского водохранилища: естественные климатические и антропогенные факторы динамики численности и пространственного распределения // Биогеография. Вып. 13. С. 74-87.]

Rowcliffe J.M., Field J., Turvey S.T., Carbone C. 2008. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition // Journal of Applied Ecology. No. 45. P. 1228-1236.

Rusanov Ya.S. 1986. The Basics of Hunting. M.: Izdatelstvo MGU. 160 p. [in Russian; *Русанов Я.С.* 1986. Основы охотоведения. М.: Изд-во МГУ. 160 с.]

Sorokina L.I. 1977. Census of Ungulates // Hunt and Game Husbandry. No. 2. P. 38-39. [in Russian; *Сорокина Л.И.* 1977. Учет копытных // Охота и охотничье хозяйство. М. № 2. С. 38-39.]

Zheltukhin A.S., Ogurtsov S.S. 2018. Camera Traps Usage in Monitoring of the Forest Mammals and Birds. Tver. 54 p. [in Russian; *Желтухин А.С., Огурцов С.С.* 2018. Фотоловушки в мониторинге лесных млекопитающих и птиц. Тверь. 54 с.]

ЭКОСИСТЕМЫ: ЭКОЛОГИЯ И ДИНАМИКА, 2020, том 4, № 2, с. 82-95

ДИНАМИКА ЭКОСИСТЕМ И ИХ КОМПОНЕНТОВ

*УДК 630*91; 630*232.43*

ИЗМЕНЕНИЕ ПРОСТРАНСТВЕННОЙ СТРУКТУРЫ МАНГРОВОГО ЛЕСА ПОЛУОСТРОВА КАМАУ (ЮЖНЫЙ ВЬЕТНАМ) ЗА 30 ЛЕТ ПО ДАННЫМ СПУТНИКОВОЙ СЪЕМКИ

© 2020 г. Шон Тон*, **, Д.В. Добрынин*, В.О. Мокиевский******

**Университет Донг Тхап*
Вьетнам, провинция Донг Тхап, Район 6, г. Каолань, 783 Фам Хиу Лау
E-mail: tonsonk28@gmail.com

***Московский физико-технический институт,*
факультет аэрофизики и космических исследований
Россия, 141701, Московская обл., г. Долгопрудный, Институтский пер., д. 9

****Центр морских исследований МГУ им. М.В. Ломоносова*
Россия, 119991, г. Москва, ул. Ленинские горы, д. 1. E-mail: ddobrynin@yandex.ru

*****Институт океанологии им П.П. Ширшова РАН*
Россия, 117997, г. Москва, Нахимовский пр., д. 36. E-mail: vadim@ocean.ru

Поступила в редакцию 18.04.2020. После доработки 26.05.2020. Принята к публикации 01.06.2020

Изменение площади мангровых зарослей за тридцатилетний период (с 1989 по 2018 год) оценено для территории южной оконечности Вьетнама – полуострова Камау. Анализ выполнен с использованием снимков Landsat с разрешением 900 м^2 на пиксель. Общая исследованная площадь составила 37574.25 га. На этой площади в 1989 г. мангры занимали 22999 га, а в 2018 г. – 18507 га. Суммарные потери, таким образом, составили 4492 га мангровых зарослей, а средняя скорость их сокращения составила 0.6% в год от исходной. Сравнение суммарных площадей не учитывает пространственной трансформации растительности: исчезновения старых мангровых зарослей и их появление на новом месте. Сравнение контуров мангровой растительности показало, что изменениями не были затронуты только 10557 га (менее 50% от площади мангров в 1989 г.). На площади в 12442 га произошло исчезновение мангровой растительности, восстановление её произошло на площади 7950 га. Одновременно наблюдается увеличение фрагментированности мангровой растительности: доля небольших фрагментов мангровой растительности (1-100 га) увеличилась с 4% в 1989 году до 34% в 2018 г.

Ключевые слова: мангры, динамика дельты Меконга, Камау, Вьетнам.
DOI: 10.24411/2542-2006-2020-10061

Мангры – это сообщества деревьев и кустарников прибрежной зоны морей и океанов. Они растут на заиленной литорали тропических морей, а также в широких эстуариях, дельтах и вдоль русел рек, впадающих в море. Мангровые леса важны для защиты берегов от разрушающих воздействий океана, воспроизводства рыбных ресурсов, поддержания общего разнообразия видов. Корни мангровых растений задерживают донные осадки и укрепляют грунт, сдерживая эрозию берегов. Мангровые леса ослабляют разрушительное действие ураганов и цунами. Общая площадь, занимаемая этими лесами в мире, в 2005 г. оценивалась примерно в 15-18 млн. га, из которых около 30-40% приходится на долю Азии – 5.8 млн. га (FAO, 2007).

Мангровые леса относятся к числу быстро исчезающих экосистем; среднегодовая скорость сокращения площади мангров 20 лет назад оценивалась в 2% в год по миру и в 1.5% для стран Азии (Valiela et al., 2001). За последние 20 лет XX века в Азии в среднем исчезало по 62800 га мангров в год (Valiela et al., 2001). Последняя глобальная ревизия мангров мира (Spalding et al., 2010) за период с 1980 по 2005 гг. дает более низкие, но все же

существенные величины потерь с тенденцией к снижению от 1% в год в 1980-х до 0.66% в начале 2000-х. Суммарные потери мангровых лесов к началу 2000-х оцениваются в пределах 20-30% от площади на 1980 г. (FAO, 2007; Polidoro et al., 2010; Webber et al., 2016). Для Юго-Восточной Азии за период с 2000 до 2012 гг. скорость исчезновения мангровых лесов была оценена в 2.12% в год, для Вьетнама – 0.25% (Richards, Friess, 2016). Различия в оценке динамики мангровых лесов связаны как с разной точностью определения площадей мангров, так и с выбором отрезков времени, для которых приводятся данные. Последнее особенно важно для динамично развивающихся стран ЮВ Азии и Вьетнама, в частности, для тех, где характер землепользования кардинально менялся на протяжении последних десятилетий (Van et al., 2015).

Во Вьетнаме мангры распространены отдельными участками на протяжении всех 3260 км береговой линии, но наиболее крупные массивы лесов расположены на севере страны, в дельте реки Красной, и на юге (фото 1), в дельте реки Меконг (Hong, San, 1993). Флористическое богатство настоящих мангров Вьетнама оценивается в 38 видов (Veettil et al., 2019).

Фото 1. Участок мангрового леса во время отлива, Южный Вьетнам (здесь и далее фото В.О. Мокиевского). **Photo 1.** Mangrove forest in South Vietnam (here and below photos by V.O. Mokievsky).

Площадь мангровых лесов в дельте Меконга оценивалась (по данным на 2002 г.) в 82.4 тыс. га (Trần Thị Hồng Sa, Hà Văn Hành, 2008). Как и во всем мире, площадь мангровых зарослей в дельте Меконга постоянно сокращается. Это происходит из-за расчистки территорий под строительство, сельское хозяйство и аквакультуру. В то же время в последние десятилетия в южных провинциях Вьетнама ведется большая работа по восстановлению мангровых зарослей, площадь искусственных посадок увеличивается с каждым годом.

Помимо сокращения площадей мангров возможный вклад в деградацию этих экосистем может вносить их фрагментация. Разобщенность отдельных массивов мангровых лесов ослабляет их устойчивость как к локальным, так и глобальным факторам.

Высокая динамичность мангровых ландшафтов, частые смены доминирующих видов растительности и активное антропогенное воздействие затрудняют изучение пространственной структуры традиционными методами полевых описаний пробных площадей и трансект. Для большого региона одновременно оценить скорости изменения площади мангровых сообществ, их перераспределение в пространстве и степень фрагментации можно с использованием методов дистанционного зондирования Земли из космоса (Kuenzer et al., 2011). Применение спутниковых методов позволяет проводить синхронную оценку динамики удаленных и труднодоступных участков мангровой растительности и проводить экстраполяцию их характеристик с пробных площадей на окружающие территории.

Задача этой работы – оценить динамику площадей мангровых зарослей за последние десятилетия. Эта динамика является результатом противоположных процессов – трансформации мангровых лесов в другие типы биотопов и восстановления мангровых зарослей как естественным путем, так и с помощью человека.

Материал и методы

Полуостров Камау расположен на южной оконечности Вьетнама. С юга он омывается водами Южно-Китайского моря, с запада и севера – Сиамским заливом. Низменный полуостров пронизан сетью каналов, на большей части побережья построены дамбы, предохраняющие внутренние районы от затопления. Тем не менее, южное побережье полуострова подвержено сильной эрозии (фото 2), скорость отступания берега составляет до 22.7 м в год, в то время как на северном побережье происходит аккумуляция донных отложений (фото 3) и расширение прибрежной зоны (Li et al., 2017).

Фото 2. Береговая абразия. Юго-восточный берег полуострова Камау.
Photo 2. Mangrove shore affected by abrasion. SE coast of Cam au Peninsula.

Фото 3. Молодые растения ризофоры на аккумулятивном берегу у переднего края мангрового леса. **Photo 3.** Young Rhizophora trees growing in front of mangrove forest on the accumulative beach.

В историческое время мангровые леса занимали большую часть полуострова, их площадь в пределах провинции оценивалась в 140 тыс. га на 1945 год, но к 1983 г. сократилась почти в два раза (Trần Thị Hồng Sa, Hà Văn Hành, 2008). Большой урон мангровым зарослям нанесла обработка дефолиантами во время войны (Hong, San, 1993). После войны, с 1975 года, в провинции Камау начался рост населения и интенсификация хозяйственной деятельности, одним из основных направлений которой стала аквакультура (Van et al., 2015).

Для оценки баланса скоростей исчезновения и возобновления мангровых зарослей были использованы снимки находящейся в открытом доступе базы Landsat 4 TM за 31.01.1989 (код снимка LT04_L1GS_126054_19890131_20170204_01_T2) и Landsat 8 за 12.03.2018 (код снимка LC08_L1TP_126054_20180312_20180320_01_T1). Были выбраны снимки с минимальной площадью облачности в кадрах от 0 и до 7% соответственно. Пространственное разрешение обрабатываемых снимков – 30 м на пиксель. Границы области исследования выбраны таким образом, чтобы они попадали в пределы одного пролета и обеспечивали единство кадра для каждой из разновременных съемок. Исследованная площадь включает территорию 4 коммун провинции Камау: Дат Мой (Đat Moi), Дат Муй (Đat Mui), Вин Ан (Vien An) и Вин Ан Донг (Vien An Đong). Общая исследованная площадь в пределах снимков составила 37574.25 га.

Выявление территории, занятой мангровой растительностью, было основано на спектральных признаках дешифрирования, для чего в обработку были вовлечены данные зеленого, ближнего инфракрасного и коротковолнового инфракрасного диапазонов. Эта комбинация спектральных диапазонов позволила провести разделение мангровой зоны полуострова на 5 категорий: 1) мангровая растительность (лесопокрытая площадь >10% включая древесную и кустарниковую растительность), 2) водная поверхность (реки, пруды, озера, болота и морская вода в прибрежной зоне), 3) сельскохозяйственные земли (рисовые чеки, поля для выращивания овощей, многолетних культур и т.д.), 4) аквакультура, 5) другие земли (населенные пункты, дороги, пустоши). При построении карт категории 3-5 были

объединены в одну – «другие земли».

Геометрическая трансформация и тематическая обработка спутниковых изображений проводилась в программе SCANEX Image Processor v5.1.46. Для формирования обучающей выборки были созданы векторные маски объектов, ограничивающие образы классов мангровой растительности и их антропогенных аналогов, с наиболее типичными спектральными характеристиками, выявленные и проверенные в процессе полевых изысканий. Дальнейшая тематическая обработка изображения проводилась методом управляемой классификации на заданное число классов. Результаты прошли векторизацию и генерализацию с исключением из анализа объектов с площадью менее 100 м^2. Создание серий тематических карт и анализ динамики площадей выполнен в программе ARC-GIS v.10.

Предварительное обследование территории было проведено в марте 2018 г. Полученные результаты обработки спутниковых снимков были проверены натурным обследованием в феврале-марте 2019 г.

Результаты исследования

К началу 1989 г. мангровая растительность покрывала большую часть полуострова Камау. Суммарная площадь, занятая манграми, была равна 22999 га. Мангровые леса были представлены большими массивами, внутри и по краям которых располагались населенные пункты в окружении сельскохозяйственных угодий и прудов аквакультуры (рис. 1). К 2018 г. в распределении и пространственной структуре мангров произошли значительные изменения. Площадь мангров сократилась, большие лесные массивы в восточной и северо-восточной частях полуострова исчезли, на их месте образовалась мозаика мелких пятен мангровой растительности, окруженной преобразованными угодьями (рис. 2). Большой лесной массив сохранился только на западной оконечности полуострова. Суммарная площадь мангров в 2018 г. была оценена в 18506 га. Таким образом, «чистые» потери за 30 лет составили всего около 4.5 тыс. га. Однако сопоставление результатов классификации угодий за разные годы позволило выявить более сложный характер пространственной динамики. Наложение контуров мангровой растительности за 1989 и 2018 гг. показало (рис. 3) существенные изменения границ за тридцатилетний период.

Суммарный баланс изменения площади складывается из процессов исчезновения мангров в местах прежнего произрастания и появления мангровой растительности в новых местах. Потери мангровых лесов оказались гораздо больше, чем выявляется простым сравнением площадей. Исчезновение мангров произошло на площади более 12 тыс. га (табл. 1), что отчасти компенсировалось появлением новых мангровых зарослей на площади в 8 тыс. га. Таким образом, разница площадей, занятых мангровой растительностью в 1989 и 2018 гг., не отражает реального изменения пространственной структуры. Наложение карт показало, что основные потери происходили в центральной части полуострова и на юге, а прирост происходил, преимущественно, на северном и северо-западном побережье (рис. 3). Неизменными в пространстве оставалось лишь 10.5 тыс. га, т.е. менее половины исходной площади.

Анализ по отдельным контурам показал, что основной вклад в исчезновение мангров внесло их сведение под аквакультуру − 80% суммарной потери площади (табл. 2). Следующий по значимости источник потерь − замещение мангров водной поверхностью. Это связано, прежде всего, с сильной эрозией берега на южном побережье полуострова. Граница мангровой растительности здесь отодвинулась к северу на 1-2 км. Потери из-за эрозии берегов составили около 2 тыс. га или 19% от всех потерь мангров. Расширение населенных пунктов, дорожное строительство и сельское хозяйство дают наименьший вклад в сокращение площади мангров Камау. За 30 лет замещение мангров этим типом угодий произошло на площади 167 га.

Прирост занятых манграми площадей был обеспечен прежде всего за счет естественного восстановления или искусственных посадок мангров на новых отмелях. Наибольшее увеличение площади мангровых зарослей происходило на северо-восточном побережье, в зоне интенсивной аккумуляции наносов. Здесь мангровые заросли формировались на новых береговых отложениях, продвигаясь все дальше в море. Нижняя граница распространения мангров сместилась в море на 2-4 км. Небольшие аккумулятивные участки, зарастающие или засаженные манграми выявлены и на южном побережье (рис. 3). Суммарно появление мангров на месте водной поверхности произошло на площади 5 тыс. га (табл. 3). Второй по значимости источник прироста площади мангров это аквакультура. Появление мангров на пространствах, прежде занятых прудами для выращивания рыбы и креветок, связано не с естественным зарастанием прудов, а с переходом на креветочно-мангровую аквакультуру: высаживание растений ризофоры на мелководьях и на отмелях, отгороженных дамбами прудов. Суммарно за счет появление мангров на месте прудов аквакультуры дало увеличение их площади на 2.9 тыс. га, в основном за счет участков в центральной части полуострова.

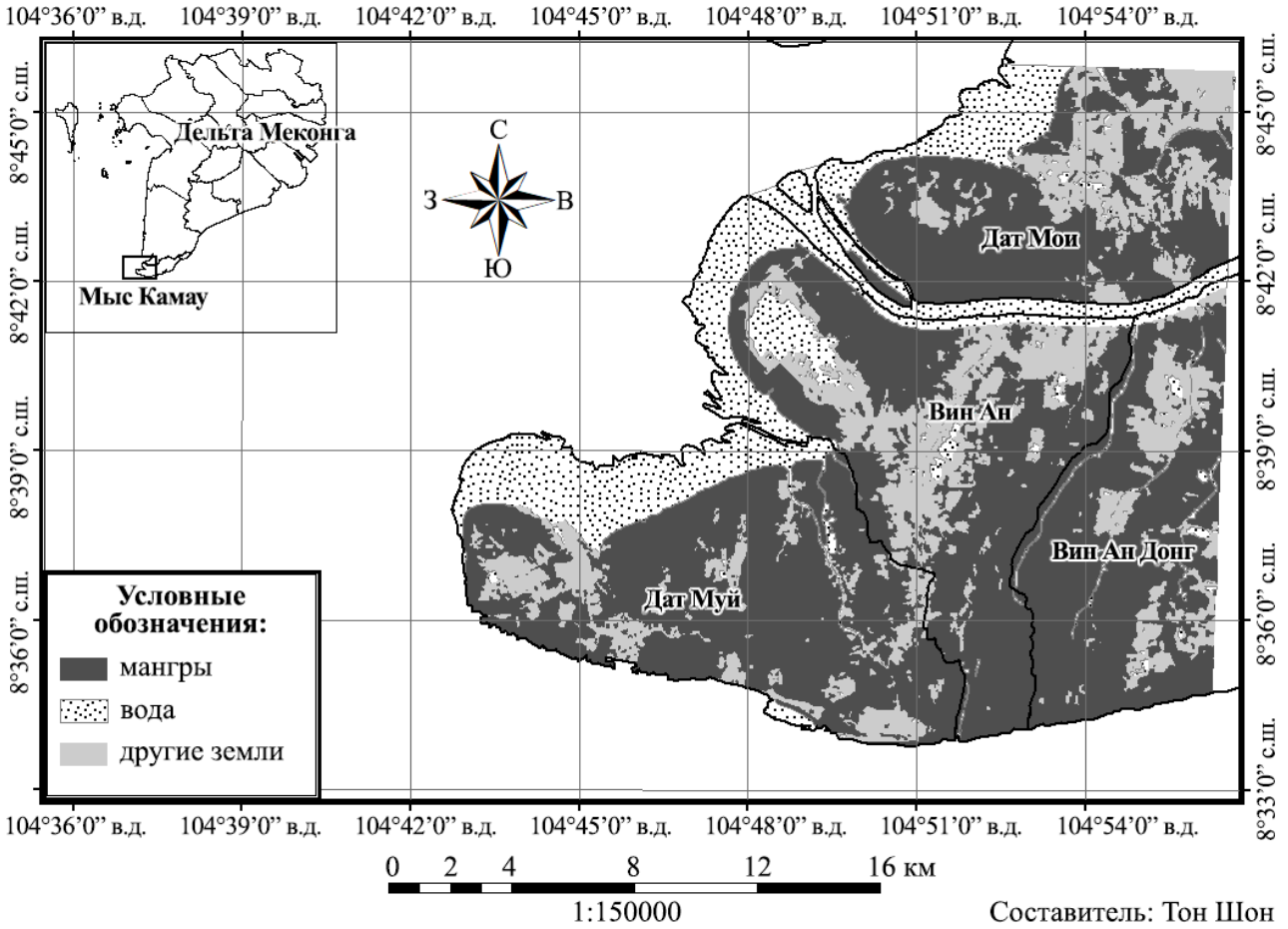


Рис. 1. Распределение мангровых лесов на полуострове Камау в январе 1989 г.
Fig. 1. Distribution of mangrove forests on the Ca Mau Peninsula in January, 1989. *Legend:* black pattern – mangroves, dots – water, gray – other lands.

Сравнение данных спутниковых съемок с тридцатилетним интервалом позволило выявить не только суммарное изменение площади и пространственного распределения мангровой растительности, но и оценить динамику пространственной мозаики мангров.

Оказалось, что фрагментация лесных массивов существенно увеличилась (табл. 4). В начале 1989 г. мангровые леса были представлены крупными непрерывными массивами. Более 80% площади занимали четыре участка, размером от 1000 га. Самый большой фрагмент имел площадь около 14 тыс. га; около 7 тыс. га занимали три фрагмента площадью от 1000 до 3850 га, суммарно – 6.7 тыс. га. На долю фрагментарной растительности (от 1 до 100 га) приходилось около 4%.

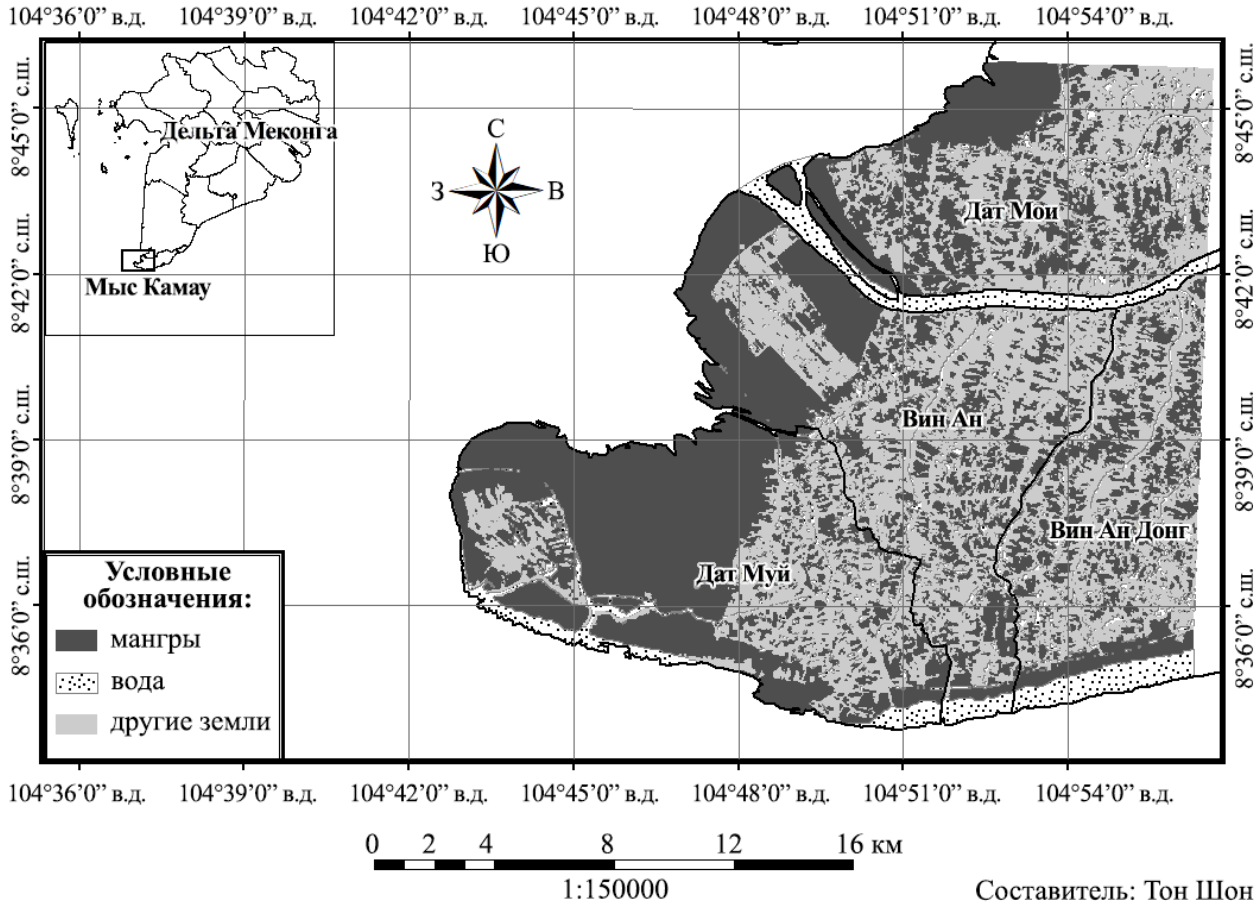


Рис. 2. Распределение мангровых лесов на полуострове Камау в марте 2018 г.
Fig. 2. Distribution of mangrove forests on the Ca Mau Peninsula in March, 2018. *Legend:* black pattern – mangroves, dots – water, gray – other lands.

В 2018 г. непрерывные массивы площадью более 10 тыс. га полностью исчезли, три самых крупных сплошных фрагмента занимали площадь от 1.2 до 4.3 тыс. га. Более 60% мангровой растительности в 2018 г. приходилось на долю фрагментов, не превышающих 1000 га. Доля небольших фрагментов мангровой растительности (менее 100 га) увеличилась с 4% в 1989 г. до 34% в 2018 г. Особенно сильно в суммарном покрытии возросла доля самых маленьких из выявляемых фрагментов – от 1 до 10 га, их общая площадь увеличилась с 230 до 2049 га, с 1 до 11% за 30 лет.

Обсуждение

Сравнение результатов раздельного анализа снимков за 1989 и 2018 гг. показало, что суммарная площадь мангров на полуострове сократилась за 30 лет с 23 тыс. до 18.5 тыс. га.

Скорость сокращения площади мангровых лесов, таким образом, составила 0.6% в год, что примерно соответствует средним оценкам по миру (Spalding et al., 2010). Однако приведенный нами анализ показывает, что прямое сравнение площадей ничего не говорит об изменении структуры растительности. Формально, площадь мангровой растительности полуострова Камау сократилась на 19% за 30 лет. Однако, с учетом изменения пространственной конфигурации мангров, трансформацией была затронута гораздо большая площадь – более половины от исходной. Итоговый баланс является результатом двух противоположных процессов: деградации и восстановления. Каждый из них имеет природную и антропогенную составляющую. Первая связана с процессами эрозии и аккумуляции в прибрежной зоне, вторая – с особенностями хозяйственной деятельности и ее изменениями.

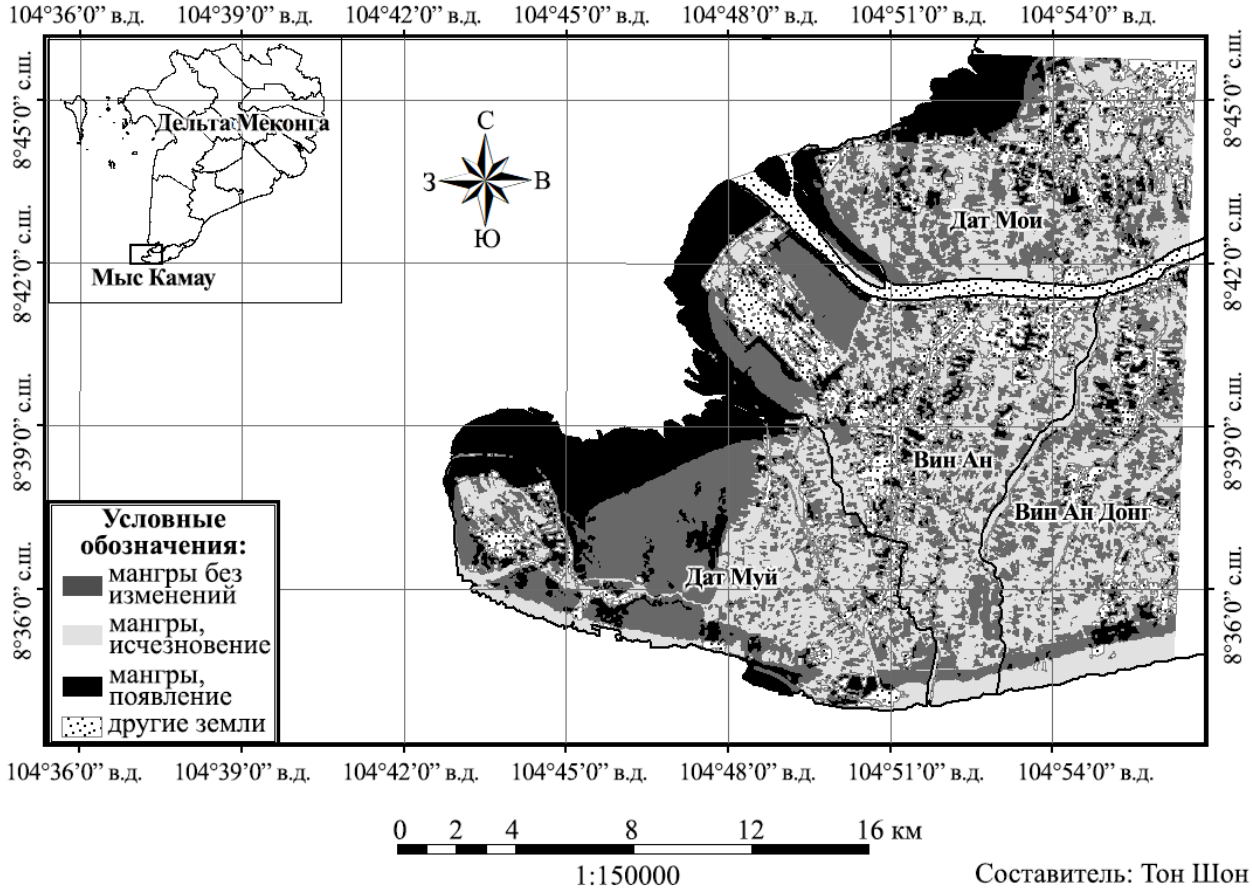


Рис. 3. Изменение площади мангровых лесов полуострова Камау с 1989 по 2018 гг.
Fig. 3. Changes in mangrove distribution on the Ca Mau Peninsula from 1989 to 2018. *Legend:* dark grey – no changes, light grey – disappearance of mangroves, black – new mangroves, dots – other land.

Современная динамика берегов полуострова Камау определяется преобладанием процессов эрозии вдоль южного побережья и ростом аккумулятивных новообразований суши на северо-западном берегу (Anthony et al., 2015; Nguyen et al., 2015). Скорость отступания берега на юге для периода 1973-2015 гг. составляет в среднем 22.7 м в год, а прирост на севере – 26.4 м в год (Li et al., 2017).

Динамика площади мангровой растительности следует за этими изменениями – она сокращается на берегах, подверженных эрозии, и растет на аккумулятивных пляжах. На

территории коммуны Дат Мои, занимающей оконечность полуострова, наблюдается положительный баланс площади мангров и максимальное увеличение новых зарослей на месте бывшей водной поверхности (рис. 3, табл. 1, 3). Для территории коммуны Вин Ан Донг, расположенной на юго-востоке, выявлена наибольшая площадь потерь мангров, заместившихся водной поверхностью (табл. 2).

Таблица 1. Изменение площади мангровой растительности на полуострове Камау.
Table 1. Changes in the area of mangroves on the Ca Mau Peninsula.

	Коммуна	Без изменений (га)	Изменения площади (га)		Площадь мангров в 1989 г. (га)	Площадь мангров в 2018 г. (га)	Изменение площади (га) с 1988 по 2018 гг.
			Мангры в другие типы земель	Другие типы земель в мангры			
1	Dat Moi	1988.62	2765.1	1778.6	4753.72	3767.22	-986.5
2	Dat Mui	4024.5	3163.42	3214.25	7187.92	7238.75	50.83
3	Vien An	2738.14	3220.93	2401.71	5959.07	5139.85	-819.22
4	Vien An Dong	1805.5	3292.67	555.52	5098.17	2361.02	-2737.15
Всего		10556.76	12442.12	7950.08	22998.88	18506.84	-4492.04

Таблица 2. Трансформация мангровой растительности полуострова Камау: структура потерь мангровых площадей. **Table 2.** Transformation of mangrove vegetation on the Ca Mau Peninsula: patterns of alteration.

№	Коммуна	Замещение мангров другими типами угодий (га)			Всего
		Вода	Аквакультура	Прочие	
1	Dat Moi	249.1	2512.07	3.93	
2	Dat Mui	705	2368.49	89.93	
3	Vien An	458.39	2738.78	23.76	
4	Vien An Dong	916.63	2326.94	49.1	
Всего, га / %		2329.12 / 18.72	9946.28 / 79.94	166.72 / 1.34	12442.12 / 100.00

Антропогенная составляющая изменения площади мангров складывается из их замещения другими типами угодий и восстановления мангровых лесов на месте старых вырубок, прудов аквакультуры (фото 4) и вдоль побережий, как абразионных, так и аккумулятивных. Основной тренд здесь негативный – почти 10 тыс. га мангров было замещено аквакультурой за 30 лет (табл. 2). Положительный вклад в динамику заключается в замещении открытых прудов аквакультуры мангрово-креветочными хозяйствами (фото 5), сочетающими участки открытой воды с посадками мангров (преимущественно – *Rhizophora apiculata*) на мелководьях и отмелях (Vo et al., 2013). Массовое развитие аквакультуры в Южном Вьетнаме пришлось на начало 1990-х годов (Binh et al., 2005), а трансформация в мангрово-креветочную культуру – на начало 2000-х (Van et al., 2015).

Таблица 3. Восстановление мангров на полуострове Камау. **Table 3.** Restoration patterns of Ca Mau mangroves.

№	Коммуна	Восстановление мангров на землях других типов (га)			Всего
		Вода	Аквакультура	Прочие	
1	Dat Moi	1131.05	647.55	0	
2	Dat Mui	2242.79	970.32	1.14	
3	Vien An	1610.31	791.4	0	
4	Vien An Dong	89.54	464.55	1.43	
Всего, га / %		5073.69 / 63.82	2873.82 / 36.15	2.57 / 0.03	7950.08 / 100

Таблица 4. Распределение мангровых лесов по классам площади в 1989 и 2018 гг.
Table 4. Distribution of Ca Mau mangrove forests by size classes in 1989 and in 2018.

Размер участков (га)	1989 год			2018 год		
	Площадь (га)	% площади	число участков	Площадь (га)	% площади	число участков
>10000	14271.6	62.0	1	0	0	0
1000-10000	6772.9	29.4	3	7213.9	39.0	3
100-1000	993.3	4.3	6	4946.9	26.7	18
10-100	713.5	3.1	20	4300.1	23.2	149
<10	250.7	1.1	150	2049.3	11.1	1100

Фото 4. Пруды аквакультуры на месте мангрового леса.
Photo 4. Ponds for aquaculture instead of mangroves.

Фото 5. Креветочно-мангровые хозяйства.
Photo 5. Shrimp-mangrove culture.

Переход от «чистой» аквакультуры к смешанной, мангрово-креветочной определяется экономическими причинами: суммарный экономический эффект от смешанной культуры оказывается выше, чем от «чистой» (Vo et al., 2015). Этот эффект достигается как за счет стабилизации гидрохимических условий в прудах (Bosma et al., 2016), так и за счет дополнительного дохода от древесины (Joffre et al., 2015). Оптимальной считается 60% площадь покрытия мангрови (Truong, Do, 2018). Под термином «мангрово-креветочная культура» (“mangrove-shrimps culture”), понимают не только креветок в узком смысле (Dendrobranchiata и Caridea), но всех культивируемых Decapoda, включая крабов (Brachyura). Из первой группы в Южном Вьетнаме выращивают *Metapenaeus ensis, M. lysianassa* и *Penaeus indicus*, а также *M. spinulatus, Macrobrachium equidens, P. styliferus* и других (Johnston et al., 2000). Среди крабов наибольшую коммерческую ценность представляет *Scylla serrata* (Johnston, Keenan, 1999), общее же число видов крабов, представляющих коммерческий интерес в Южном Вьетнаме, превышает 30 (Chertoprud et al., 2012).

Развитие креветочно-мангровой культуры, занимающей теперь внутренние районы исследованной области (рис. 2), привело к заметному увеличению общей фрагментации мангровой растительности (табл. 4). Основная площадь мангров в коммунах Вин Ан и Вин Ан Донг занята искусственными водоемами с небольшими по площади посадками мангров. Такая фрагментация неизбежно влечет за собой и сокращение разнообразия ассоциированных с мангрови видов. Видовое разнообразие рыб во фрагментированных мангрови оказалось в 1.8 раз ниже, чем на контрольном участке крупного массива естественного происхождения (Tran, Fischer, 2017).

Итоговые потери мангров на полуострове Камау за 30 лет составили около 4.5 тыс. га, но при оценке суммарной скорости трансформации мангровых лесов, к ним нужно прибавить и площади мангров, появившихся за этот период. Почти 8 тыс. га – это мангровая растительность, сформировавшаяся заново, на новых аккумулятивных пляжах или на месте других угодий. Возраст таких лесов не может превышать 30 лет, в то время как современные модели предполагают для зрелого мангрового леса возраст в 80-100 лет (Duke, 2001).

Различия между зрелым и молодым лесом заключаются не только в структуре древостоя, но и в составе фауны и структуре сообществ бентоса (Morrisey et al., 2003), а также – в продукционных показателях (Tan, 2002). Таим образом, трансформация растительности охватила площадь в 12.5 тыс. га – более двух третей площади сохранившихся мангров полуострова.

Существующие карты и оценки площади мангровых зарослей отражают состояние на текущий момент (Spadling et al., 2010; Richards, Friess, 2016) и характеризуют суммарную скорость исчезновения мангров, но не позволяют выявить стоящие за ней разнонаправленные процессы. Прогноз дальнейшей динамики мангровых лесов возможен только при более точном учете относительных скоростей деградации и восстановления прибрежной растительности и выявлении процессов, стоящих за этими изменениями.

Заключение

За тридцать лет с 1988 по 2018 гг. площадь мангровых лесов на юге полуострова Камау уменьшилась на 4492 га – с 22999 до 18506 га, т.е. почти на четверть. Эти изменения явились результатом двух процессов: замещения мангровых лесов землями других типов землепользования (12442 га) и появлением мангровых зарослей в новых местах или на землях других типов (7950 га). В сокращении площади мангровых лесов наибольшую роль играют хозяйства аквакультуры. Суммарная площадь аквакультуры на месте мангровых лесов составила 9946 га. Увеличение площади мангровых лесов происходит за счет введения совмещенной креветочно-мангровой культуры (36% площади) и за счет появления мангров на новых аккумулятивных отложениях по периферии мыса Камау (64% площади). В результате происходит перераспределение мангров в пространстве – большая часть прежних районов их произрастания занята землями других типов землепользования, а новые мангровые леса образуются на свежих аккумулятивных отложениях вдоль побережий.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Anthony E. J., Brunier G., Besset M., Goichot M., Dussouillez P., Nguyen V.L. 2015. Linking rapid erosion of the Mekong River delta to human activities // Scientific Reports. Vol. 5. No. 14745 [Электронный ресурс https://www.nature.com/articles/srep14745 (дата обращения 19.04.2019)].

Binh T.N.K.D., Vromant N., Hung N. T., Hens L., Boon E.K. 2005. Land cover changes between 1968 and 2003 in Cai Nuoc, Ca Mau peninsula, Vietnam // Environment, Development and Sustainability. Vol. 7. No. 4. P. 519-536.

Bosma R.H., Nguyen T.H., Siahainenia A.J., Tran H.T. , Tran H.N. 2016. Shrimp-based livelihoods in mangrove silvo-aquaculture farming systems // Reviews in Aquaculture. Vol. 8. No. 1. P. 43-60.

Chertoprud E.S., Spiridonov V.A., Ponomarev S.A., Mokievsky V.O. 2012. Commercial crabs (Crustacea Decapoda Brachyura) from Nhatrang Bay (Vietnam) // Benthic fauna of the Bay of Nhatrang, Southern Vietnam / Eds. T.A. Britayev, D.S. Pavlov. Vol. 2. Moscow: KMK. P. 296-344.

Duke N.C. 2001. Gap creation and regenerative processes driving diversity and structure of mangrove ecosystems // Wetlands Ecology and Management. Vol. 9. No. 3. P. 267-279.

FAO. 2007. The World's Mangroves 1980-2005 // FAO Forestry Paper. No. 153. Rome, Forest Resources Division, FAO. 77 p.

Joffre O.M., Bosma R.H., Bregt A.K., van Zwieten P.A., Bush S.R., Verreth J.A. 2015. What drives the adoption of integrated shrimp mangrove aquaculture in Vietnam? // Ocean and Coastal Management. Vol. 114. P. 53-63.

Johnston D., Keenan C.P. 1999. Mud crab culture in the Minh Hai Province, South Vietnam //

ACIAR Proceedings. Australian Centre for International Agricultural. P. 95-98.

Johnston D., Van Trong N., Van Tien D., Xuan T.T. 2000. Shrimp yields and harvest characteristics of mixed shrimp–mangrove forestry farms in southern Vietnam: factors affecting production // Aquaculture. Vol. 188. No. 3-4. P. 263-284.

Hong P.N., San H.T. 1993. Mangroves of Vietnam. IUCN. Vol. 7. 173 p.

Kuenzer C., Bluemel A., Gebhardt S., Quoc T.V., Dech S. 2011. Remote sensing of mangrove ecosystems: A review // Remote Sensing. Vol. 3. No. 5. P. 878-928.

Li X., Liu J.P., Saito Y., Nguyen V.L. 2017. Recent evolution of the Mekong Delta and the impacts of dams // Earth-Science Reviews. Vol. 175. P. 1-17.

Morrisey D.J., Skilleter G.A., Ellis J.I., Burns B.R., Kemp C.E., Burt K. 2003. Differences in benthic fauna and sediment among mangrove (*Avicennia marina* var. *australasica*) stands of different ages in New Zealand // Estuarine, Coastal and Shelf Science. Vol. 56. No. 3-4. P. 581-592.

Nguyen H.-H., McAlpine C., Pullar D., Leisz S.J., Gramotnev G. 2015. Drivers of Coastal Shoreline Change: Case Study of Hon Dat Coast, Kien Giang, Vietnam // Environmental Management. Vol. 55. P. 1093-1108.

Polidoro B.A., Carpenter K.E., Collins L., Duke N.C., Ellison A.M., Ellison J.C., Livingstone S.R., Miyagi T., Moore G.E., Nam V.N., Ong J.E., Primavera J.H., Salmo S.G., Sanciangco J.C., Sukardjo S., Wang Y., Yong J.W.H. 2010. The loss of species: mangrove extinction risk and geographic areas of global concern // PLOS one. Vol. 5. No. 4. P. e10095.

Richards D.R., Friess D.A. 2016. Rates and drivers of mangrove deforestation in Southeast Asia, 2000-2012 // Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. Vol. 113. No. 2. P. 344-349.

Spalding M., Kainuma M., Collins L. 2010. World Atlas of Mangroves. ITTO, ISME, FAO, UNEP-WCMC, UNESCO-MAB and UNU-INWEH. Earthscan Publishers Ltd. London Routledge. 336 p.

Tan D.T. 2002. Biomass of *Rhizophora apiculata* forest // Forest Science and Technology Research Report Results Period 1996-2000. P. 165-72.

Tran Loi X., Fischer A. 2017. Spatiotemporal changes and fragmentation of mangroves and its effects on fish diversity in Ca Mau Province (Vietnam) // Journal of Coastal Conservation. Vol. 21. No. 3. P. 355-368.

Trần Thị Hồng Sa, Hà Văn Hành. 2008. Sự biến đổi tài nguyên rừng ngập mặn ở Đồng bằng sông Cửu Long và định hướng bảo tồn, phát triển // Tạp chí Khoa học Đại học Huế. Số. 48. Trang 135-142 [*Чан Тхи Хонг Ша, Ха Ван Хань.* 2008. Преобразование мангровых лесных ресурсов в дельте реки Меконг и задачи их сохранение и восстановления // Научный журнал университета Хюе. № 48. С.135-142. (на вьетнам. яз.)]

Truong Thuy Dang, Do Luat Huu. 2018. Mangrove forests and aquaculture in the Mekong river delta // Land Use Policy. Vol. 73. P. 20-28.

Valiela I., Bowen J.L., York J.K. 2001. Mangrove Forests: One of the World's Threatened Major Tropical Environments // Bioscience. Vol. 51. No. 10. P. 807-815.

Van T.T., Wilson N., Thanh-Tung H., Quisthoudt K., Quang-Minh V., Xuan-Tuan L., Dahdouh-Guebas F., Koedam N. 2015. Changes in mangrove vegetation area and character in a war and land use change affected region of Vietnam (Mui Ca Mau) over six decades // Acta Oecologica. Vol. 63. P. 71-81.

Veettil B.K., Ward R.D., Ngo Xuan Quang, Ngo Thi Thu Trang, Tran Hoai Giang. 2019. Mangroves of Vietnam: Historical development, current state of research and future threats // Estuarine, Coastal and Shelf Science. Vol. 218. P. 212-236.

Vo T.Q., Oppelt N., Leinenkugel P., Kuenzer C. 2013. Remote Sensing in Mapping Mangrove Ecosystems – An Object-Based Approach // Remote Sensing. Vol. 5. P. 183-201.

Vo T.Q., Kuenzer C., Oppelt N. 2015. How remote sensing supports mangrove ecosystem service valuation: a case study in Ca Mau province, Vietnam // Ecosystem services. Vol. 14. P. 67-75.

Webber M., Calumpong H., Ferreira B., Granek E., Green S., Ruwa R., Soares M. 2016. Mangroves. Ch. 48 // First Global Integrated Marine Assessment. United Nations. [Электронный ресурс http://www.un.org/Depts/los/global_reporting/WOA_RegProcess.htm (дата обращения 19.04.2019)].

*UDC630*91; 630*232.43*

CHANGES IN SPATIAL STRUCTURE OF MANGROVE FOREST ON CA MAU PENINSULA (SOUTH VIETNAM) EVALUATED BY SATELLITE SURVEYS OF 30 YEARS INTERVAL

© 2020. Son Ton*, **, D.V. Dobrynin*, V.O. Mokievsky******

**Dong Thap University*
Vietnam, Dong Thap, Phuong 6, TP. Cao Lanh, 783 Phạm Huu Lau. E-mail: tonsonk28@gmail.com
***Moscow Institute of Physics and Technology (National Research University)*
Russia, 141701, Moscow Region, Dolgoprudny, Institutsky Per., 9
****Marine Research Center of M.V. Lomonosov State University*
Russia, 119991, Moscow, Leninsky Gori, 1. E-mail: ddobrynin@yandex.ru
*****P.P. Shirshov Institute of Oceanology of the Russian Academy of Sciences*
Russia, 117997, Moscow, Nakhimovsky Avenue, 36. E-mail: vadim@ocean.ru

Received April 18, 2020. After revision May 26, 2020. Accepted Juni 01, 2020.

The changes in mangrove areas were calculated for thirty-year period (1989-2018) on the Ca Mau peninsula, South Vietnam. Landsat 4 TM and Landsat 8 scenes were used for spatial analysis of mangroves in 1989 and 2018 correspondingly. Spatial resolution of both sensors was 900 m^2 on pixel and the size of the analyzed area was 37574.25 ha. In 1989 mangroves covered 22999 ha and in 2018 only 18507 ha. Total loss of mangroves was 4492 ha with mean rate of decline 0.6% per year, which closely corresponds with recent estimated values of degradation of mangroves in SE Asia in general. However, simple comparison of total areas for 2 years does not reflect the spatial transformation: the disappearance of the old forests in one area and its appearance on the newly accumulated tidal flats. Comparison of the spatial mosaics for these 2 years evaluates greater figures of changes. Intact area comprised 10557 ha or less than 50% of mangroves in 1989. In the area of 12442 ha the mangroves disappeared completely, and then recovered on the area of 7950 ha. Along the decrease of mangrove vegetation in the studied area the rate of fragmentation increased drastically. The relative proportion of small patches (1-100 ha) increased about tenfold – from 4 to 34% of total mangrove coverage. The study showed that decrease of total area covered by mangroves, as a difference of total coverage between comparing years, does not provide sufficient measures for mangrove transformation rates. It does not include spatial and structural changes of mangrove forests. The area of intact mangroves used to be much smaller than total area at given year, and the structural changes affect the age structure of mangrove forests.

Keywords: mangroves, dynamics, Mekong Delta, Vietnam, Ka Mau.
DOI: 10.24411/2542-2006-2020-10061

ЭКОСИСТЕМЫ: ЭКОЛОГИЯ И ДИНАМИКА, 2020, том 4, № 2, с. 96-170

ДИНАМИКА ЭКОСИСТЕМ И ИХ КОМПОНЕНТОВ

УДК 504.058 (262.83)

ЭКОЛОГО-ГЕОГРАФИЧЕСКИЙ АСПЕКТ АРАЛЬСКОГО КРИЗИСА. ЧАСТЬ 2. ИССЛЕДОВАНИЕ ДИНАМИКИ КЛИМАТА И ИЗМЕНЕНИЙ ОБСОХШЕГО ДНА МОРЯ[1]

© 2020 г. Н.М. Новикова

Институт водных проблем РАН
Россия, 119333, г. Москва, ул. Губкина, д. 3. E-mail: nmnovikova @gmail.com

Поступила в редакцию 05.05.2020. После доработки 25.05.2020. Принята к публикации 01.06.2020.

Во второй части статьи рассмотрены исследования по изменению климатических параметров на территории Приаралья, происходивших в условиях Аральского кризиса, и их современное состояние. Охарактеризованы и обсуждены подходы к их изучению и оценке, используемые разными авторами. Сделан вывод о том, что к концу 1990-х годов значения температуры воздуха и амплитуды ее колебания на метеорологических станциях, расположенных ранее на островах и побережье моря, приблизились к значениям на пустынных станциях. Это свидетельствует о том, что период изменения климата Приаралья, обусловленный падением моря, завершился. Исследования, посвященные пыльным бурям, показали, что для их активности характерны периоды усиления и спада, что связано с изменением силы ветра в разные климатические эпохи. Исследования, посвященные естественному зарастанию морского дна, свидетельствуют о том, что освоение новой суши растительностью идет очень медленно. Участки, освободившиеся от воды после 2000-х годов, пока не зарастают. Данные длительных наблюдений за формированием растительности на комплексных топо-экологических профилях на новой суше, начатые в 1970-х-1980-х годах и продолжающиеся по настоящее время, послужили основанием для теоретического обобщения о типах первичных сукцессий растительности, факторах их развития, изменению во времени видового богатства, фитоценотической сформированности, скорости и направления смен сообществ, завершающих стадиях. Сделан вывод о том, что большая часть растительных сообществ, прошедших длительный путь развития (более 50 лет) на прибрежных участках дна моря, все еще находится на начальных стадиях формирования. Экспериментальные работы по формированию лесопосадок на обсохшем дне моря и публикации о полученных результатах активно развивались в период 1990-2010-х годов, а теперь практически отсутствуют. Рассмотрены результаты казахских и узбекских ученых по разработке типологии лесорастительных условий обсохшего морского дна, методам и технологиям фитомелиорации для повышения выживания сеянцев и саженцев.

Ключевые слова: Аральский кризис, обсохшее дно, климат, температура, осадки, изменения, тренды, оценка, солепылеперенос, пыльные бури, пыльный поземок, естественное зарастание, типы сукцессий, засоление грунтов, устойчивые виды, технологии фитомелиорации, особенности развития видов растений в лесопосадках.

DOI: 10.24411/2542-2006-2020-10062

В первой части данной статьи (Новикова, 2019) была сделана попытка восстановить последовательность развития Аральского кризиса, осознания причины и экологических последствий научным сообществом, признания кризиса властями. Были кратко рассмотрены

[1] Работа выполнена в рамках раздела 2.6. Исследование динамики наземных экосистем в условиях возрастающего антропогенного воздействия и климатических изменений темы НИР Института водных проблем РАН «Моделирование и прогнозирование процессов восстановления качества вод и экосистем при различных сценариях изменений климата и антропогенной деятельности» (№ 0147-2018-0002), № государственной регистрации АААА-А18-118022090104-8.

постановка и содержание научных исследований динамики природной среды, развитие эколого-географического прогноза, мониторинга, представление о пределах антропогенного воздействия, осмысление результатов кризиса учеными и властью и подходы к разработке практических мероприятий по решению экологических проблем, возникших в связи с падением уровня моря и опустыниванием Приаралья.

Данная, вторая, часть статьи ставит целью дать обзор решаемых задач, концепций и научных исследований по изучению эколого-географического аспекта развития Аральской проблемы. Эта часть состоит из двух тематических разделов. Прежде всего, рассмотрены исследования по изменению климата в Приаральском регионе: поставленные задачи, методы исследования, результаты. Исследования по изменению собственно Аральского моря в статье не рассматривались, т.к. к настоящему времени по этой проблеме имеется исчерпывающая информация: издано множество статей, ряд монографий, среди них наиболее полны «Аральское море в начале XXI века: физика, биология, химия» (2012) и «The Aral Sea: the Devastation and Partial Rehabilitation of a Great Lake» (2014). В этих монографиях изложены основные аспекты Аральского кризиса, дан обзор проведенных исследований, рассмотрены использованные методы, освещены история, современное состояние и обсуждается будущее отдельных водоёмов, экосистем и проблемы управления. Поэтому вторым тематическим разделом в данной статье является освещение истории и результатов исследований по проблеме развития природных комплексов на обсохшем дне моря. По данному вопросу также издана достаточно полная монография «Aralkum – a Man-Made Desert: The Desiccated Floor of Aral Sea (Central Asia)» (2012). Однако в связи с тем что эта монография выпущена на английском языке и не рассматривает работы, проводившиеся на раннем, постановочном этапе исследований по проблеме, и работы, вышедшие после публикации монографии, в раздел по обсохшему дну моря включено рассмотрение научных исследований, которые освещают его современное состояние, проблему его зарастания и формирования первичных сукцессий. Далее были рассмотрены работы, посвященные результатам проведения экспериментов по фитомелиорации.

Аральский кризис в самом начале был признан экологическим, т.е. изменение природной среды Приаралья происходило постепенно, по цепочке причинно-следственных экологических связей, поэтому американский ученый М. Гланц (Glantz, 1990) назвал его «ползучим», а под собственно кризисом в теоретическом плане было решено понимать переход из одного устойчивого состояния системы в другое. Развитию Аральского кризиса, трансформации компонентов природной среды, посвящено множество публикаций, но о том, что можно считать его завершением, следующим устойчивым состоянием мегаэкосистемы бассейна моря, обсуждение в научной литературе и публикации пока отсутствуют. В монографии «Аральское море …» (2012) авторы сделали вывод, что в 2011 г. произошла стабилизация уровня и водного баланса западной части Большого моря. Несколько ранее стало известно (The Aral Sea …, 2014), что уровень Малого моря в 2005 г. стабилизировался на отметке 42 м н.у.м. БС. Таким образом, продолжая периодизацию, начатую в первой части этой статьи, можно считать, что стабилизация некоторых процессов произошла к *пятому периоду* развития ползучего кризиса. Этот период приходится на шестой десяток (прошло 50 лет) существования Аральской проблемы. Поэтому целью второй части нашей статьи является изучение исследований изменения климата и установление стабилизации его изменений, обусловленных падением уровня Аральского моря и опустыниванием природных комплексов Приаралья, а также оценка современного состояния природных комплексов обсохшего дна моря в направлении формирования природных комплексов пустынного типа.

Материалы и методы

Основными данными для написания этой части послужили публикации научных статей в

журналах, сборниках и монографии. Особое внимание уделялось публикациям 1970-1980-х годов и двух последних десятилетий (2000-2020 гг.). Публикации первого периода ценны тем, что дают информацию о состоянии изучаемых объектов в самом начале развития кризиса и часто – о постановке задач исследования и избираемых методах, прогнозах. Публикации последних лет как раз часто подводят итоги проведенных исследований, дают анализ изменения параметров в ходе развития Аральского кризиса. При освещении разных разделов мы ставили перед собой примерно одинаковые цели: показать научные концепции, какие задачи, кем и как ставились и решались, каковы используемые методы и методики исследований, основные результаты, которые получены с их помощью, их значимость для всего цикла исследований по Аральской проблеме. В подобных исследованиях особый интерес представляют разработки подходов к оценке изменений не только конкретных параметров, но и изменения компонентов природной среды и факторов их развития, используемые оценочные критерии и показатели. Важной задачей было не оставить без внимания работы исследователей, уделяющих внимание проблеме на протяжении длительного времени ее развития − с самого начала и до настоящего времени, ведущих наблюдения в режиме мониторинга, разрабатывающих теоретические представления.

Изменение климата и его исследования

Аральское море, по представлениям ученых, было важным фактором в формировании особенностей климата аридного региона, где оно находилось. Поэтому сокращение его водной поверхности и уменьшение объёма поставили перед учеными прежде всего три задачи: 1) выявить дальность влияния моря на климатические условия на суше и их изменение при замещении водного зеркала новой сушей, 2) рассмотреть климат в качестве причины резкого падения уровня (напомним, что в начале развития проблемы со стороны Российской академии сельскохозяйственных наук была выдвинута гипотеза о том, что основной причиной падения Аральского моря являются климатические процессы, а не развитие орошаемого земледелия), 3) дать прогноз по изменению климата вследствие высыхания моря.

К началу развития кризиса в 1961 г. в Аральском регионе уже длительное время работали метеорологические станции (МС), накопленные данные которых могли послужить основным источником объективной информации (рис. 1): 1) морские МС: о. Лазарева, о. Барсакельмес; 2) прибрежные: Муйнак, Уялы, Аральское море. Число континентальных станций было более обширным: Чимбай, Порлытау, Тахиаташ, Ташауз, Хива, Тамды, Монсыр, Джусалы, Казалинск, Кызыл-Орда и другие. Некоторые из них со временем прекратили свою деятельность, но большая часть продолжает работу по настоящее время.

Район Аральского моря и Южное Приаралье занимают крайнее северное положение в зоне континентального субтропического климата, в то время как Северное Приаралье уже относится к зоне континентального бореального климата. Радиационные особенности и положение в глубине обширного Азиатского материка среди внутриматериковых пустынь, удаленность от морей и океанов обуславливают хорошо выраженную континентальность и засушливость климата. Несмотря на наличие такого крупного водоема, как Аральское море, влияние окружающих его пустынь оказывается преобладающим. Такой вывод был сделан в первых обобщающих публикациях по климату Аральского региона (Житомирская, 1964; Молоснова и др., 1987). Вывод О.М. Житомирской (1964) о том, что смягчающее влияние моря на метеорологические элементы ранее ограничивалось лишь узкой прибрежной полосой и пункты, расположенные на расстоянии более 100 км от берега, его смягчающего влияния не испытывают, никем не оспаривался.

Позже, Т.И. Молосновой с соавторами (1987) на основании сопоставления значений

климатических параметров, осредненных по десятилетиям, был сделан аналогичный вывод. Каждое из десятилетий соответствует этапу конкретных изменений: 1950-1959 гг. характеризуют период до падения уровня моря; 1960-1969 гг. – начало обсыхания морского дна, когда местами на восточном побережье берег отошел на два десятка километров; 1970-1979 гг. − урез воды отошел от берега уже почти на 40 км на восточном побережье в районе архипелага Акпетки и в пределах десятка метров в районе морского края дельты Амударьи. В работе было показано, что в связи с высыханием дальность смягчающего влияния моря на некоторые климатические элементы (температуру, влажность воздуха) стала постепенно уменьшаться и оно стало сказываться лишь на узкой прибрежной полосе.

Рис. 1. Морские и прибрежные метеостанции вокруг Аральского моря в 1960-х годах. *Условные обозначения метеостанций*: 1 – Аральское море, 2 – Баян, 3 – Узункаир, 4 – Уялы, 5 – Муйнак, 6 – Тигровый, 7 – Актумсык, 8 – о. Лазарева, 9 – о. Барсакельмес, 10 – Чимбай.
Fig. 1. Marine and coastal weather stations around the Aral Sea in the 1960s. *Weather stations:* 1 – Aral Sea, 2 – Bayan, 3 – Uzunkair, 4 – Uyaly, 5 – Muynak, 6 – Tigrovy, 7 – Aktumsyk, 8 – Lazareva Island, 9 – Barsakelmes Island, 10 – Chimbay.

На примере сравнительных таблиц по десятилетиям Т.И. Молоснова с соавторами (1987) продемонстрировала, что влияние усыхания моря сказалось на увеличении суточных амплитуд температуры и уменьшении влажности воздуха в летнее время на береговых станциях; на смене знака в годовом ходе разности температуры между морской и континентальной станциями (знак сменился один раз в августе); на появлении пыльных бурь на прибрежных станциях и увеличении бурь и пыльного поземка на половине континентальных станций Приаралья. В то же время было отмечено, что изменения в выпадении осадков не произошло.

Таким образом, уже к концу 80-х годов в работе Т.И. Молосновой с соавторами (1987) была определена территория, испытывающая непосредственное воздействие моря при его

нормальном уровне (около 53 м н.у.м. БС), и в дальнейшем на этой территории реализовалась прогнозируемая тенденция к изменению климатических условий.

К настоящему времени имеется несколько публикаций, в которых охарактеризовано изменение климатических параметров в Приаралье вследствие падения уровня моря. Это обобщающие работы В.Е. Чуба (2000, 2007) и «Третье национальное сообщение республики Узбекистан по рамочной конвенции ООН об изменении климата» (2016) Эти работы дают представление о произошедших изменениях климатических параметров к началу XXI в., вычленяя их из наблюдающихся изменений в связи с глобальным потеплением.

Обширное исследование климата по всей территории Узбекистана было сделано в монографии В.Е. Чуба (2007). В этой работе Приаралью уделено специальное внимание и подробно рассмотрены антропогенные и «фоновые» изменения климатических параметров. Методически эта задача, как и в предшествующих работах Т.М. Молосновой с соавторами (1987) и О.М. Житомирской (1994), решалась путем сопоставления данных береговых и континентальных метеостанций. Более детально вопросы изменения климата и его возможного воздействия на отрасли народного хозяйства республики отражены в монографии «Изменение климата и его влияние на природно-ресурсный потенциал Республики Узбекистан» (Чуб, Спекторман, 2006).

В своей монографии В.Е. Чуб (2007) признает, что современные антропогенные изменения климата в Узбекистане имеют мезомасштабный характер и связаны главным образом с интенсивным освоением земель в верхней части бассейна Аральского моря. В связи с большими изъятиями воды на орошение этой территории в Приаралье имеет место опустынивание, где в результате значительного уменьшения притока речной воды произошло резкое падение уровня моря и сокращение морской площади. Автор называет эти изменения «антропогенными». Методически воздействие непосредственно этого антропогенного фактора – усыхания моря − учитывалось в работе путем рассмотрения различий между фоновыми и локальными изменениями температур. Исследование показало, что эти антропогенные изменения климата локализованы вокруг Аральского моря в зоне, оконтуривающей его береговую линию 60-х годов на расстоянии не более 100 км. Они произошли в период деградации моря и сводятся к описанному далее (Чуб, 2007).

Изменение температурного режима. Эта величина не превосходит 1.0-1.5°С. Более заметное изменение режима происходит в последние годы на островах, площадь которых возрастает в связи с понижением уровня моря. *Доля антропогенного вклада в изменение температуры* достигает 25-50%.

Зимой и осенью при региональном похолодании (1971-1980 гг.) уменьшение отепляющего влияния моря приводило к большему снижению температуры воздуха на бывших береговых станциях по сравнению со станциями сугубо континентальными. В период интенсивного регионального потепления (1981-1990 гг.) повышение зимних температур, в том числе и минимальных, было больше на удаленных от моря станциях.

Летом и весной уменьшение охлаждающего влияния моря при потеплении (1970-1985 гг.) приводило к большему увеличению температуры воздуха вблизи моря, чем в удаленных районах, и к меньшему похолоданию при понижении температурного фона. Наиболее высокие значения в разнице температур между первым и последним десятилетием оказались в апреле на прибрежных станциях Муйнак и Аральское море (табл. 1).

Так как весенние и осенние антропогенные изменения температуры имеют разную интенсивность (а иногда и знак), тепловые ресурсы всего вегетационного периода в прибрежной зоне были долгое время стабильны. В 1981-1990 годах, когда море отошло от берега на 25-26 км (Муйнак и Уялы соответственно) и эффект летнего антропогенного потепления вырос, *сумма эффективных температур* увеличилась здесь по сравнению с «ненарушенным» периодом на 30-50°С.

Таблица 1. Разность температуры воздуха между десятилетиями: 1) 1951-1960 и 1961-1970, 2) 1951-1960 и 1971-1980, 3) 1951-1960 и 1981-1990, 4) 1951-1960 и 1991-2000 годы (Чуб, 2007).
Table 1. Difference in air temperature between the decades: 1) 1951-1960 and 1961-1970, 2) 1951-1960 and 1971-1980, 3) 1951-1960 and 1981-1990, 4) 1951-1960 and 1991-2000 (Чуб, 2007).

Станция	Январь				Апрель				Июль				Октябрь			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Барсакельмес	-0.5	1.8	-1.4	–	-0.5	-1.5	-2.0	–	-0.5	-1.6	-3.0	–	0.5	1.3	1.5	–
Аральское море	-0.5	1.2	-3.3	-2.0	-0.7	-1.5	-1.7	-3.0	-0.3	-1.6	-2.8	-1.7	0.2	0.8	0.2	-1.2
Уялы	-0.5	2.2	-1.9	–	-0.8	-1.7	-2.8	–	-1.1	-1.3	-3.4	–	0.8	1.8	2.0	–
Муйнак	-0.1	2.9	-1.1	-0.2	-0.8	-1.9	-3.0	-4.7	-0.8	-1.4	-2.4	-2.8	0.7	1.2	1.8	0.1
Тигровый	-0.3	2.0	–	–	-0.8	-1.7	–	–	-0.8	-1.5	–	–	0.6	1.4	–	–
Порлатау	0.4	3.3	-1.4	–	-0.5	-1.4	-1.9	–	-1.6	-1.1	-2.6	–	0.4	0.5	0.9	–
Чимбай	0.4	2.4	-2.0	-0.4	0.4	-1.3	-1.5	-2.9	-0.8	-1.5	-2.3	-2.1	0.2	-0.3	-0.2	-1.6
Хива	0.1	2.4	-1.2	-0.8	0.3	-0.7	-0.6	-0.6	0.4	-0.4	-1.2	-1.5	0.8	0.0	0.2	-1.2
Жаслык	0.4	3.2	-2.5	-1.1	0.0	-0.1	-1.2	-2.8	-0.7	-1.0	-2.3	-1.7	0.2	-0.3	-0.3	-1.5
Каракалпакия	0.4	3.0	-2.2	-1.4	-0.1	-0.6	-1.6	-3.5	-0.4	-1.8	-2.2	-1.6	0.3	-0.2	-0.5	-2.1
Акбайтал	0.7	2.4	-1.4	-0.2	-0.2	-0.9	-0.6	-0.6	-0.2	-1.1	-1.5	-0.9	0.4	-0.1	0.3	-1.5
Тамды	0.7	2.3	-1.6	0.1	-0.4	-1.3	-0.8	-0.8	-0.7	-1.4	-1.6	-1.2	-0.2	-0.8	-0.2	-1.6

Примечание к таблице 1: желтым фоном выделены береговые станции и пустынная.
Notes to table 1: yellow marks the coastal and desert stations.

Переход средних суточных температур через 0°С к положительным значениям относительно постоянен непосредственно на побережье, тогда как на других станциях Приаралья и в пустыне он осуществляется в более поздние сроки, чем средние многолетние.

Переход через 0°С к отрицательным значениям осенью происходит, как и во всем регионе, в более поздние даты, но отличия статистически незначимы.

На фоне общего снижения *летних суточных амплитуд температур воздуха* на пустынных станциях амплитуды на береговых увеличиваются, приближаясь к значениям пустынных Амплитуды возросли в Уялы и Муйнаке с 5-6 и 7-8°С до 11.5 и 12.6°С соответственно. *Зимние суточные амплитуды температуры* бывшей прибрежной зоны существенно не меняются и пока остаются ниже континентальных. Средние за год амплитуды температуры воздуха по десятилетиям (рис. 2) на береговых станциях за период 1950-1990 гг. выросли и приблизились к концу 1990-х годов к значениям на пустынных станциях. Это очень важное событие в развитии Аральского кризиса, т.к. оно свидетельствует о практическом прекращении изменений температурного режима, обусловленного падением уровня моря.

Относительная влажность. В Приаралье изменение этого показателя происходило наиболее отчетливо на южном и восточном побережьях, где разница значений относительной влажности с пустыней при «ненарушенном» режиме составляла 35-40%, а после 1990 года – 20-28%. В.Е. Чуб (2007) отмечает, что антропогенный вклад сопоставим с естественным изменением на континентальных станциях, а в отдельных пунктах (Уялы) даже превосходит его. Иными словами, к настоящему времени разница относительной влажности воздуха на прибрежных станциях практически сблизилась с пустынными.

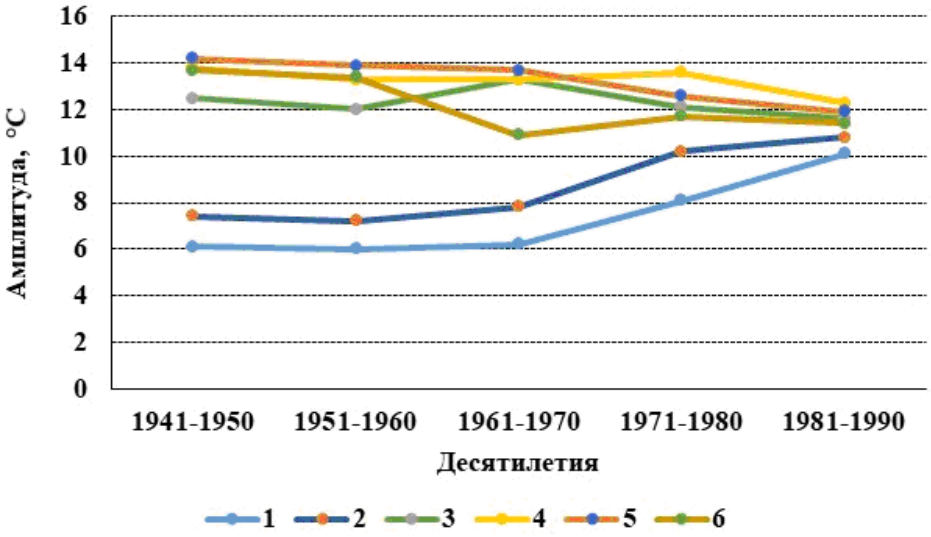


Рис. 2. Средние за год амплитуды температуры воздуха по десятилетиям (Чуб, 2007). *Условные обозначения*. Прибрежные метеостанции: 1 – Уялы, 2 – Муйнак; континентальные: 3 – Чимбай, 4 – Хива, 5 – Каракалпакия, 6 – Тамды. **Fig. 2.** Average annual air temperature amplitudes for decades (Чуб, 2007). *Legend*. Coastal weather stations: 1 – Uyaly, 2 – Muynak; continental stations: 3 – Chimbay, 4 – Khiva, 5 – Karakalpakiya, 6 – Tamdy.

Изменение режима атмосферных осадков. Влияние сокращения водной поверхности моря проявилось в изменении соотношения осадков теплого и холодного полугодий. Ранее над морем преобладали летние осадки, теперь чаще формируются зимние максимумы. Следует отметить, что более поздние исследования Ж.В. Кузьминой и С.Е. Трешкина (2016) показали, что эта тенденция характерна для всей территории пустынных районов, окружающих Приаралье. Как видим, и режим атмосферных осадков уже перестроился и близок к режиму выпадения осадков на окружающих пустынных станциях.

Повторяемость разных классов погод. Заметные изменения произошли в последнем десятилетии. Например, в Муйнаке исчез класс погоды XYI (очень жаркая и очень влажная) и увеличилась повторяемость погоды солнечной, очень жаркой и очень сухой.

В.Е. Чуб (2007) также считает, что сокращение водной поверхности моря сказалось на ветровом режиме Приаралья: произошло ослабление бризовой циркуляции, преимущественно за счет сокращения дневных северо-восточных бризов.

В колебаниях числа ясных дней, радиационных характеристик и атмосферных осадков в Приаралье и за его пределами явного вклада, связанного с деградацией моря, не обнаруживается, т.е., по мнению В.Е. Чуба (2007), они обусловлены более общим фактором, изменением циркуляционных процессов на территории Средней Азии.

Таким образом, в рассматриваемой работе В.Е. Чуба (2007) даны ответы, подтвержденные конкретными данными многолетних наблюдений, на основные вопросы, поставленные в самом начале Аральского кризиса: 1) дальность климатического влияния моря при замещении водного зеркала новой сушей простирается на расстояние не более, чем на 100 км от прежней (до 1960 года) береговой линии; 2) причиной резкого падения уровня моря не являются климатические процессы, т.к. годовые суммы осадков на всем протяжении времени развития кризиса в Приаралье не уменьшились; 3) процесс изменения климата вследствие высыхания моря практически прекратился к концу 1990-х годов, т.к. значение климатических параметров на Приморских станциях приблизилось к условиям окружающих

пустынь. Очень наглядно этот тезис подтверждает рисунок 2, где видно, что на прибрежных станциях Муйнак и Уялы в течение всего времени от начала и во время протекания кризиса (1950-1990 гг.) средние за год амплитуды температуры воздуха по десятилетиям приближались к значениям континентальных станций и к концу 1990-х гг. практически сравнялись со значениями на них. Ответы на вопросы, поставленные в начале развития Аральского кризиса, получены, и они кроме прочего отвечают и на поставленную задачу в отношении прогноза направления развития климатических параметров при усыхании моря. Как видим, их изменения во время кризиса шли в направлении формирования параметров и режимов, соответствующих климатическим условиям прилегающих пустынь. Исключение составляют осадки, которые и раньше были невелики и не зависели от размеров водной поверхности, а являются следствием географического положения территории в пустынной зоне. Самый значимый вывод из рассмотренной работы В.Е. Чуба в отношении Приаралья говорит о том, что климатические изменения, связанные с падением уровня моря на этой территории, к концу 1990-х годов прекратились, иными словами – климатическая составляющая Аральского кризиса завершилась и далее климатические изменения в Приаралье будут обусловлены исключительно циркуляционными процессами атмосферы на территории Средней Азии.

Основные методические приемы, которые использовал В.Е. Чуб (2007), близки тем, которые применяли предыдущие исследователи: расчет параметров по десятилетиям, оценка изменения между двумя соседними десятилетиями на основании разницы средних значений за каждое из десятилетий, а также оценка изменения за весь период с 1950-х по 1990-е гг. на основании разницы, получаемой при сравнении десятилетия в начале или до падения уровня моря с последним десятилетием 1980-1990 гг. Воздействие собственно моря на климатические параметры оценивалось по разнице значений на прибрежных станциях и континентальных, расположенных в пустыне. Оценка дальности воздействия моря на климатические параметры прилегающих территорий проводилась также путем сопоставления значений параметров морских и прибрежных станций с расположенными в пустынных районах до тех пор, пока разница значений не становилась постоянной. Представляется, что преимущество такого подхода заключается в возможности рассмотрения хода процесса, отличий в отдельные отрезки времени.

Иной подход к рассмотрению и оценке климатических изменений был использован в исследовании Ж.В. Кузьминой и С.Е. Трешкина (2016). Эти авторы поставили целью разработать методический подход к оценке изменения климатических параметров. Важное место в их подходе занимает оценка статистической значимости изменений. Если изменения параметра во времени статистически незначимы, считается, что изменение отсутствует. Еще одна особенность метода состоит в том, что авторы рассмотрели длительный по времени ряд наблюдений. В данной работе это 75 и 125 лет, т.е. со времени начала работы станций и по время проведения исследования в 2014 г. Это позволило получить величину конечного результирующего изменения с начала наблюдений по конечную дату и определить тренды, значимость которых через коэффициент корреляции r можно оценивать более объективно. В этой работе используются данные суточных наблюдений, что и позволяет находить значение абсолютных максимумов и минимумов за сутки, а затем – за весь период наблюдений.

При выборе показателей авторы исходили из необходимости их экологической значимости, полагая, что для живых организмов наиболее важны средние значения метеорологических характеристик, а экстремальные значения редки и лимитируют выживание видов, находящихся на границе своего ареала. Учитывая это, авторы исследовали средние и абсолютные минимальные и максимальные величины основных метеорологических характеристик в многолетнем аспекте.

Авторы рассмотрели значения суммарных атмосферных осадков и температуры воздуха

(средние, максимальные и минимальные величины) для всего года, теплого и холодного сезонов и отдельно для 4-х времен года. Рассматривались данные 8 метеостанций, входящих в международную сеть (рис. 3): Аральское море, Чимбай, Тамды, Торгай, Иргиз, Самарканд, Туркестан, Чарджоу).

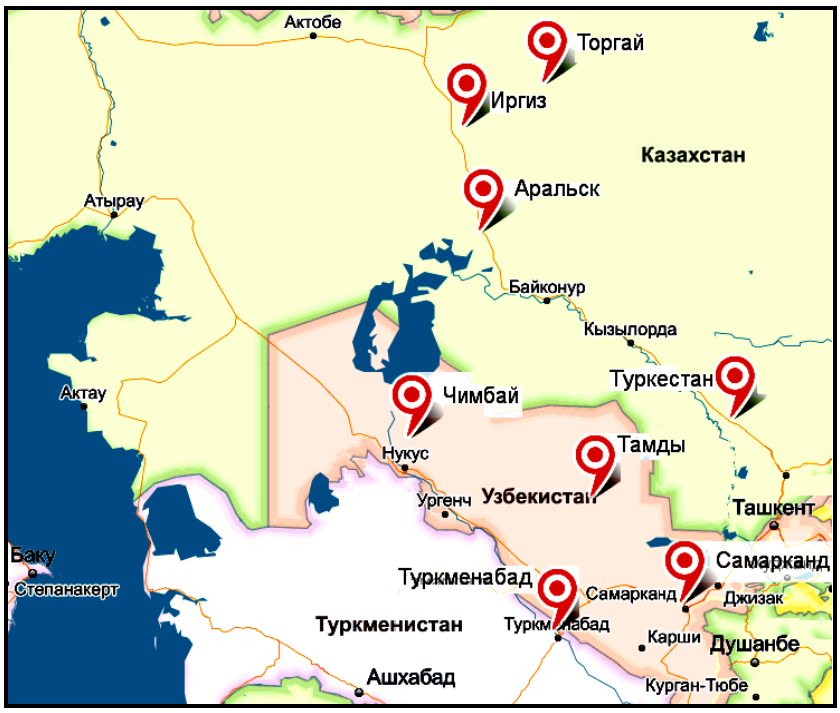


Рис. 3. Расположение метеостанций, входящих в состав Международной системы метеонаблюдений, в регионе Приаралья и сопредельных территорий Средней Азии, для которых был проведен анализ трендов основных метеорологических характеристик за многолетний период наблюдений (Кузьмина, Трешкин, 2016). **Fig. 3.** Location of weather stations that are part of the Worldwide Meteorological Observations System in the Aral Region and adjacent territories of Central Asia, for which the trend analysis of the main meteorological characteristics over a long period of monitoring was carried out (Кузьмина, Трешкин, 2016).

Как видим, анализировались данные преимущественно по континентальным станциям. Для нас представляют интерес «прибрежная» метеостанция Аральское море (г. Аральск) и расположенная в дельте Амударьи станция Чимбай, которую можно рассматривать как расположенную в полосе шириной до 100 км от береговой линии моря 1960-х годов испытывающую влиянием моря.

В данной работе для итоговой оценки изменения параметра предложен *относительный коэффициент изменений* – ОКИ (табл. 2), отражающий отношение модуля изменения этого параметра за многолетний период к амплитуде его колебания, в процентах.

Первый этап работы связан с анализом многолетнего ряда средних значений температуры и осадков за год и по частям для получения величины изменения параметров (модуля) за весь период исследования и его значимости (рис. 4).

Как видно на рисунке 4, характеризующем изменение осадков на станциях Чимбай и Аральское море до падения уровня моря (1906 или 1937 гг.), годовая сумма осадков увеличивалась на обеих станциях.

Изменения параметров оцениваются коэффициентами корреляции ***r*** и статистической значимостью, что можно увидеть в соответствующих колонках в таблице 2.

Таблица 2. Многолетние изменения атмосферных осадков и температуры воздуха в Приаралье (Кузьмина, Трешкин, 2016).
Table 2. Long-term changes in precipitation and air temperature in the Aral Region (Кузьмина, Трешкин, 2016).

Станция	Периоды		Осадки, мм							Индекс Педя		Температура воздуха, °С																				
												Средняя							Абс. минимальная							Абс. максимальная							
	Сезоны	Месяцы	Лет	Тренд	r[1]	α[2]	Ср.[3]	Δ[4]	ОКИ, %[5]	$И_{Педя1}$[6]	$И_{Педя2}$[7]	Лет	Тренд	r	α	Ср.	Δ	ОКИ, %	Лет	Тренд	r	α	Мин.	Δ	ОКИ, %	Лет	Тренд	r	α	Макс.	Δ	ОКИ, %
Аральское море №35746			1906-2014									1906-2014							1906-2014							1906-2014						
	Год	1-12	109	+	0.56	0.001	125.8	94.1	38.1	0.3	-0.1	102	+	0.53	0.001	7.9	2.5	48.4														
	Тепл. пол.	4-9	109	+	0.39	0.001	61.7	49.7	11.0	0.1	-0.3	102	+	0.59	0.001	20.2	2.6	32.2	100	+	0.17	0.10	-15.9	2.1	11.2	94	+	0.47	0.001	46.9	3.9	34.7
	Хол. пол.	10-3	109	+	0.51	0.001	64.1	44.4	28.7	2.5	3.1	102	+	0.36	0.001	-4.6	2.6	28.7	103	+	0.25	0.05	-37.9	3.1	18.1	91	+	0.33	0.01	32.6	4.4	25.4
	Весна	3-5	107	+	0.39	0.001	39.6	33.6	19.7	0.3	-0.1	106	+	0.45	0.001	8.4	3.5	30.6	98	+	0.35	0.001	-36.1	7.8	25.0	94	+	0.31	0.01	39.9	3.5	22.9
	Лето	6-8	108	0 (+)	0.13	н	26.5	-	-	2.1	1.8	104	+	0.47	0.001	25.3	1.9	35.1	101	+	0.23	0.05	3.6	1.6	16.4	93	+	0.46	0.001	46.9	3.8	34.2
	Осень	9-11	107	+	0.23	0.05	32.7	16.4	14.1	1.2	0.0	105	+	0.45	0.001	8.0	2.6	22.4	99	+	0.19	0.10	-31.6	4.0	15.4	89	+	0.43	0.001	41.5	4.7	33.6
	Зима	12-2	108	+	0.56	0.001	28.9	28.8	39.0	3.0	3.4	105	+	0.15	0.15	-10.6	1.5	8.3	103	+	0.25	0.05	-37.9	3.1	18.0	92	+	0.31	0.01	17.8	3.6	17.1
	Тепл. пол.	5-10	109	+	0.23	0.05	58.6	25.1	14.3	0.6	-0.1	102	+	0.61	0.001	19.9	2.4	33.4	99	+	0.26	0.01	-15.7	3.1	17.1	94	+	0.47	0.001	46.9	3.9	34.7
	Хол. пол.	11-4	109	+	0.62	0.001	67.2	69.0	41.3	2.6	3.2	102	+	0.35	0.001	-4.3	2.6	26.9	103	+	0.25	0.05	-37.9	3.1	18.1	93	+	0.38	0.001	33.9	5.0	33.0
Чимбай №38262			1937-2014									1937-2014							1937-2014							1937-2014						
	Год	1-12	81	+	0.61	0.001	122.7	64.9	24.9	0.4	0.4	78	+	0.70	0.001	11.1	2.7	55.5														
	Тепл. пол.	4-9	81	+	0.35	0.01	49.1	38.2	26.8	0.0	0.1	78	+	0.81	0.001	21.5	2.9	58.9	78	+	0.42	0.001	-8.8	4.0	28.5	78	+	0.59	0.001	46.0	3.3	37.6
	Хол. пол.	10-3	81	+	0.54	0.001	73.7	61.4	35.5	3.6	3.3	78	+	0.43	0.001	0.7	2.5	32.1	78	+	0.18	0.15	-33.7	2.8	12.2	78	0 (+)	0.11	н	34.5	-	-
	Весна	3-5	81	+	0.43	0.001	53.2	48.0	36.7	-0.1	0.0	78	+	0.59	0.001	12.3	3.5	40.9	75	+	0.24	0.05	-22.6	3.7	18.7	78	+	0.24	0.05	46.0	1.8	12.6
	Лето	6-8	81	+	0.19	0.10	11.5	7.0	9.8	-0.7	0.0	78	+	0.79	0.001	25.7	3.0	65.6	76	+	0.38	0.001	2.6	2.9	25.1	78	+	0.53	0.001	46.0	3.0	33.6
	Осень	9-11	81	+	0.36	0.001	22.6	19.9	22.8	-0.3	-0.3	78	+	0.53	0.001	10.3	2.5	43.5	77	+	0.23	0.05	-25.5	3.6	16.0	78	+	0.28	0.10	41.0	1.9	16.5
	Зима	12-2	81	+	0.37	0.001	35.4	24.8	28.5	3.7	3.5	78	+	0.22	0.05	-4.1	1.8	17.8	78	+	0.17	0.15	-33.7	2.7	12.3	78	0 (+)	0.02	н	24.4	-	-
	Тепл. пол.	5-10	81	+	0.35	0.01	38.6	26.2	22.7	-0.4	-0.1	78	+	0.84	0.001	21.0	2.7	63.9	76	0 (+)	0.11	н	-13.2	-	-	78	+	0.53	0.001	46.0	2.9	33.5
	Хол. пол.	11-4	81	+	0.52	0.001	84.1	73.4	42.7	3.6	3.5	78	+	0.47	0.001	1.1	2.7	35.1	78	+	0.18	0.15	-33.7	2.8	12.8	78	+	0.33	0.01	46.0	3.6	16.0

Примечания к таблице 2: 1) $\boldsymbol{r}^1$ – коэффициент корреляции линейного тренда с кривыми фактических многолетних значений осадков или температур воздуха; 2) $\boldsymbol{\alpha}^2$ – значимость коэффициентов корреляции; 3) **ср., мин., макс**.[3] – средние, абсолютные минимальные и абсолютные максимальные температуры воздуха, а также среднее количество суммарных атмосферных осадков за многолетний период по фактическим данным; 4) $\boldsymbol{\Delta}^4$ – модуль изменения фактического значения за рассматриваемый период, высчитанный на основании тренда; 5) **ОКИ**^{5} – показатель доли изменения фактических средних значений осадков, рассчитанный как отношение модуля изменения к модулю среднего значения, в %; 6) модифицированный $\boldsymbol{И_{Педя\ 1}}^6$ − индекс засушливости Д.А. Педя (1); 7) $\boldsymbol{И_{Педя\ 2}}^7$ − индекс засушливости Д.А. Педя (2); 8) жирный шрифт – значения показателей для трендов с достоверными (значимыми) коэффициентами корреляции. **Notes to table 2:** 1) $\boldsymbol{r}^1$ – correlation coefficient of a linear trend with the curves of the actual perennial precipitation values and air temperatures; 2) $\boldsymbol{\alpha}^2$ – significance of correlation coefficients; 3) **ср., мин., макс**.[3] – average, absolute minimal and absolute maximal air temperatures, and the average amount of total precipitation for a many-year-long period, according to the actual data; 4) $\boldsymbol{\Delta}^4$ – module of the actual value changes for the said period, based on the trend; 5) **ОКИ**^{5} – index of changes rate for the actual average precipitation values, calculated as the ratio of the changes module to the average value module, in %; 6) $\boldsymbol{И_{Педя\ 1}}^6$ – modified D.A. Ped's (1) aridity index; 7) $\boldsymbol{И_{Педя\ 2}}^7$ – modified D.A. Ped's (2) aridity index; 8) bold font marks trends with valid (significant) correlation coefficients.

На метеостанции Аральское море за весь период времени изменения годовой суммы осадков имеют положительный тренд (+) и увеличились (модуль) на 94.1 мм, коэффициент корреляции (***r***) составляет 0.56, значение статистически значимо (т.к. α=0.001). На станции Чимбай при положительном тренде приращение годовой суммы осадков за весь период составило 64.9 мм, при статистически значимом (α =0.001) коэффициенте корреляции − 0.61.

Далее в таблице 2, используя показатель ОКИ, можно увидеть, за счет какого периода и сезона происходит приращение рассматриваемого параметра. На метеостанции Аральское море основное приращение было за счет холодного периода (11-4 месяцы) − 41.3%, в том числе за зимние месяцы (12-3 месяцы) – 39%. График (рис. 4) показывает, что особенно высокие значения осадков отмечались в период с 2000 по 2014 гг., когда они колебались от 150 до 200 мм. В таблице 2 приведены показатели только для двух станций – Чимбай и Аральск, но авторы рассчитали их и для остальных шести. Значение ОКИ, оценивающее отклонение параметров за весь исследуемый период по всем параметрам, приведено в таблице 3. Здесь видно, что на ближайшей пустынной станции Тамды статистически значимого изменения климатических параметров не было.

Как видим, в таблице 3 максимальные изменения как температуры, так и осадков произошли на станциях Чимбай и Аральское море. При этом видно, что прирост температур больше, чем прирост осадков. Значения ОКИ осадков на станции Чимбай особенно велики, здесь преобладают изменения более 31%, а максимальные величины достигают 64 и 66%. Изменение ОКИ ни на одной станции не превышают 50%, т.е. менее значимы, преобладают значения в интервале 15-30%.

Исходя из оценки ОКИ по всем станциям, авторы делают вывод о том, что основной тенденцией в многолетнем изменении значений *годовых сумм атмосферных осадков* является их значимое повышение в годовом цикле в основном за счет холодного полугодия и зимнего сезона (на Чимбае еще и весеннего), а на пустынных станциях отчасти за счет теплого полугодия, что связано с их *сезонным повышением зимой и осенью*. На станциях Аральское море и Чимбай увеличение осадков в летний период минимально. По мнению Ж.В. Кузьминой и С.Е. Трешкина (2016), основная тенденция совокупных климатических

изменений в регионе Приаралья и сопредельных территорий в настоящем и, вероятно, в будущем – это значительно более теплые и влажные зима и все холодное полугодие. В итоге сделано заключение, что потепление в холодное полугодие и зимний период, которое сопровождается увеличением выпадения атмосферных осадков, свидетельствует об аридном характере потепления как региональной тенденции изменения климата в Приаралье.

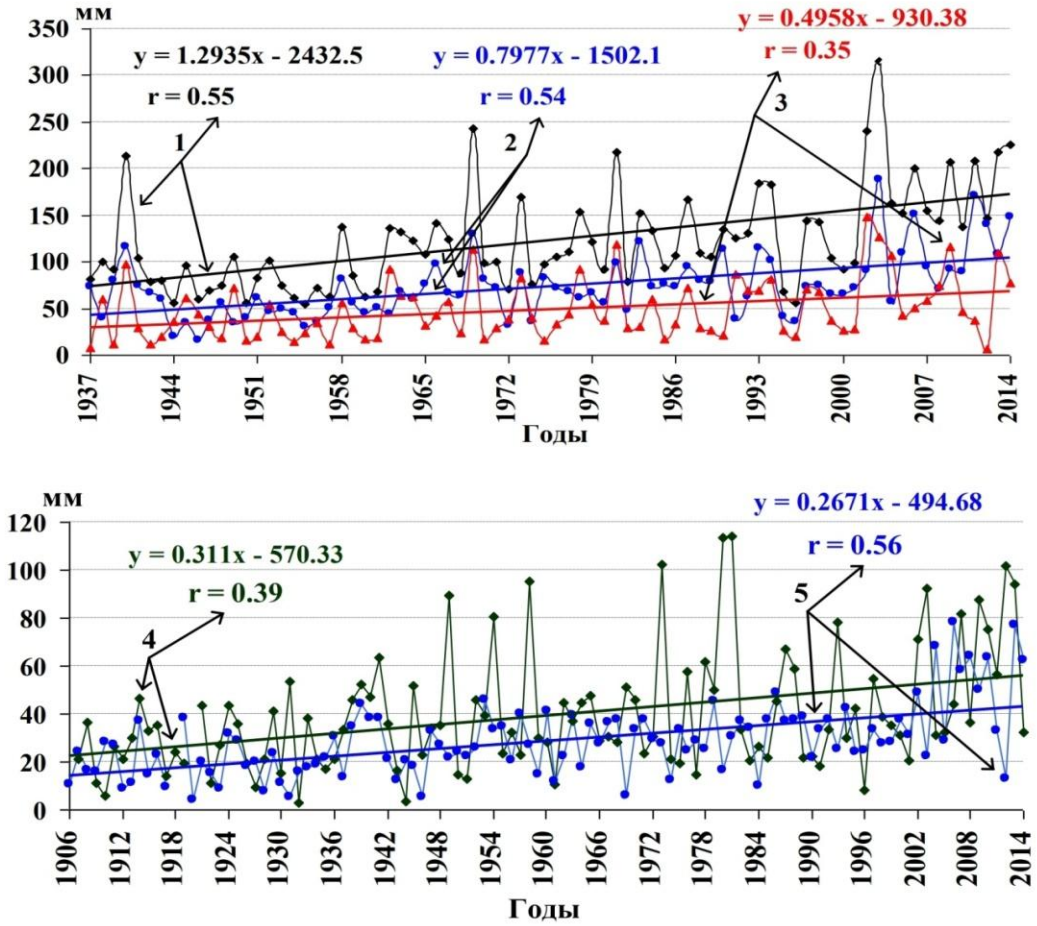


Рис. 4. Динамика изменения суммарного количества выпадающих атмосферных осадков за многолетний период по метеостанциям а) Чимбай, б) Аральское море (Кузьмина, Трешкин, 2016). *Условные обозначения*. Фактические данные с их линейными трендами, формулами и коэффициентами корреляции: 1 – для полного годового периода (1-12 месяцы), 2 – для холодного полугодия (1-3 и 10-12 месяцы), 3 – для теплого полугодия (4-9 месяцы), 4 – для весны (3-5 месяцы), 5 – для зимы (1-2 и 12 месяцы). **Fig. 4.** Long-term dynamics of changes in the total atmospheric precipitation for the Chimbay (a) and Aral Sea (b) stations (Кузьмина, Трешкин, 2016). *Legend:* the actual data with its linear trends, formulas and correlation coefficients: 1 – for the total annual period (1-12th months), 2 – for the cold half of the year (1-3rd, 10-12th months), 3 – for the warm half of the year (4-9th months), 4 – for spring (3-5th months), 5 – for winter (1-2nd and 12th months).

Выводы из этой работы не противоречат данным, полученным в исследовании В.Е. Чуба (2007) − в той части, где говорится, что годовые суммы осадков на метеостанциях в Приаралье до 1990 г. не изменялись, т.к. имеются в виду изменения, обусловленные падением уровня моря. Кроме того, наблюдения Ж.В. Кузьминой и Трешкина (2016) более

длительные, чем у В.Е. Чуба, и включают также период с 1990 по 2014 гг., в который осадки были максимальными и достигали 200 мм при среднемноголетних значениях 100-120 мм.

Изменение значения средней температуры воздуха на рассматриваемых метеостанциях было выше, чем на близлежащих пустынных. В изменении значений *годовых температур воздуха* основной тенденцией является их *повышение* как *в холодное, так и в теплое полугодия*. Оно на 10-20% выше в холодный период года, чем в теплый, т.к. основная доля в повышенных значениях в сезонном распределении приходится на весну и осень (табл. 3).

В многолетней динамике сезонных значений *абсолютных минимальных температур воздуха* проявилась тенденция их повышения в холодное полугодие (зимой), а также осенью и весной. В среднем для Приаральского региона и сопредельных территорий заморозки в теплое полугодие снизились на 3.5°С, в то время как самые сильные морозы ослабели на 4.2°С.

Таблица 3. Относительный коэффициент изменений (ОКИ, %) динамики суммарных атмосферных осадков и средней температуры воздуха за многолетний период по восьми метеостанциям Приаралья и сопредельных территорий (Кузьмина, Трешкин, 2016).
Table 3. The relative changes coefficient (ОКИ, %) of the dynamics of the total precipitation and average air temperature for the long period, obtained from 8 weather stations of the Aral Region and adjacent territories (Кузьмина, Трешкин, 2016).

Период времени в месяцах	ОКИ осадков								ОКИ средней температуры воздуха							
	1. Аральск	2. Чимбай	3. Иргиз	4. Торгай	5. Туркестан	6. Тамды	7. Чарджоу	8. Самарканд	1. Аральск	2. Чимбай	3. Иргиз	4. Торгай	5. Туркестан	6. Тамды	7. Чарджоу	8. Самарканд
Годовое (1-12)	38	25	15	18	14	–	10	19	48	56	31	21	16	44	–	54
Теплое полугодие (4-9)	11	27	–	–	18	–	–	–	32	59	13	18	8	42	–	56
Холодное полугодие (1-3, 10-12)	29	36	26	21	28	–	15	20	29	32	32	16	17	32	14	39
Теплое полугодие (5-10)	14	23	–	–	15	–	–	–	33	64	–	13	–	43	–	48
Холодное полугодие (1-4, 11-12)	41	43	26	23	12	–	11	29	27	35	36	20	18	33	20	34
Весна (3-5)	20	37	–	17	20	–	–	–	31	41	–	27	10	31	13	24
Лето (6-8)	–	10	–	–	–	–	–	–	35	66	–	–	–	45	–	51
Осень (9-11)	14	23	–	–	24	–	12	15	22	44	17	21	14	38	–	42
Зима (1-2, 12)	39	29	26	21	28	–	20	34	8	18	31	–	10	–	–	16

Примечания к таблице 3: ОКИ, %: – 0-14, – 15-30, – 31-50, – >50.
Notes to table 3: colors mark the different values of the relative changes coefficient, in %.

Установленное ослабление весенних заморозков в сочетании со снижением зимних морозов при повышении среднегодовых температур воздуха, по мнению Ж.В. Кузьминой и С.Е. Трешкина (2016), способствует улучшению условий сельскохозяйственного производства.

Наименьшие изменения произошли в многолетней динамике значений *абсолютных максимальных температур воздуха.* Отмечено повышение в теплое полугодие – летом и в холодное – осенью. По частоте встречаемости повышение максимальных температур выше в

теплые периоды, а по амплитуде изменений более значительны (на 1-1.5°С) отклонения в холодные периоды. Авторы статьи отмечают, что по величине значений изменения всех анализируемых климатических характеристик очень существенны, особенно они велики для средних температур воздуха.

Важной особенностью совокупных климатических изменений, установленной в работе Ж.В. Кузьминой и С.Е. Трешкина (2016) на основании индексов Педя, является очень сильное увеличение аридизации в основной период вегетации – весенне-летне-осенний, особенно весной, что существенно ухудшит и без того сложные условия выращивания сельскохозяйственных культур в этом аридном регионе.

Экологические выводы Ж.В. Кузьминой и С.Е. Трешкина (2016), сделанные на основании полученных ими оценок изменения климатических параметров, говорят о том, что естественные экосистемы будут испытывать все большее усиление аридизации условий прежде гидроморфных экосистем, которые будут замещаться ксерофитными, экстроксерофитными и экстрагалофитными.

Таким образом, можно сделать вывод о том, что работа Ж.В. Кузьминой и С.Е. Трешкина (2016) внесла важный вклад в понимание и оценку результатов трансформации климатических параметров, имеющих место в Приаралье и на прилегающих территориях Средней Азии вследствие глобального потепления и высыхания моря. Авторы убедительно показали, что наибольшие изменения претерпели климатические параметры на метеостанции Чимбай, расположенной в дельте Амударьи, и на приморской станции Аральское море. Тенденция современных изменений оценивается как аридное потепление. В этой работе предложена методика проведения расчетов и оценочные коэффициенты, которые могут быть использованы в дальнейших исследованиях по мониторингу процессов трансформации природной среды в Приаралье. Следует сказать, что эта работа удачно дополняет исследование В.Е. Чуба (2007), которое показало (особенно наглядно это на рисунке 2), что значение параметров прибрежных станций приблизилось к значениям таковых на пустынных к концу 1990-х. Исследование Ж.В. Кузьминой и С.Е. Трешкина (2016) с введением оценочного коэффициента показало, каковы в итоге произошедшие изменения и насколько изменился каждый параметр за длительный (вековой) период.

Следующим шагом в исследованиях по изменению климата, несомненно, должен быть поиск управляющих им общих закономерностей. В исследованиях по этому вопросу применяли различные методические подходы, от которых зависел уровень обобщения и важность полученных результатов. А.Н. Золотокрылин и А.А. Токаренко (1991) на основании анализа данных по 13 станциям за период 1950-1989 гг. пришли к мнению, что основными причинами межгодовых вариаций климата выступают квазидвухлетняя цикличность метеорологических элементов. В работе отмечено, что во все сезоны года заметны тенденции роста величин климатических элементов. Наибольшее увеличение температуры к 1989 г. (1.2-1.6°С) за 40 лет отмечается в весенне-летний период. В осенние и зимние сезоны положительный рост температуры составляет 0.1-0.9°С. На большей части территории месячные суммы осадков за период с 1953 по 1989 гг. (36 лет) в целом за год возросли на 3-5 мм, зимой − на 1-2 мм, т.е. примерно на 10%. Во все сезоны года отмечается рост относительной влажности воздуха: в теплый период – на 2-11%, в холодный – на 1-5%. Однако линейные тренды изменений за этот период оказались статистически значимыми только для температур (табл. 4).

Особенно важны, как нам представляется, исследования, связывающие изменения климатических условий с особенностями циркуляции атмосферы и позволяющие выявить общие закономерности их изменения. Изменчивость повторяемости типов синоптических процессов Средней Азии изучалась в конце 1990-х – начале 2000-х гг. и была опубликована в работах Т.И. Молосновой и Э.Л. Илиняк (1991), О.И. Субботиной и Т.М. Чевычаловой

(1991), О.И. Субботиной с соавторами (1995), С.И. Инагамовой с соавторами (2002). В понимание этих процессов значительный вклад внесли работы М.Х. Байдала (1961, 1972). Для территории Приаралья он провел анализ преобладания трех основных типов циркуляции (*С* и *Е* – меридиональные, *Ш* – широтная). Было замечено, что период резкого снижения уровня Аральского моря совпал по времени с переломом в характере общей циркуляции атмосферы (после 1960 г. произошла смена циркуляционных эпох). В этот период отмечается резкое увеличение повторяемости меридиональных форм циркуляции, в то время как до этого преобладали комбинированные формы (К). В течение 30-летнего периода после 1960 г. преобладала тенденция интенсивного развития меридиональной циркуляции. Это можно проследить на рисунке 5, где представлен многолетний ход 10-летних скользящих средних трех типов циркуляции.

Таблица 4. Оценка линейного тренда среднемесячной температуры воздуха и месячной суммы осадков за 1953-1989 гг. в Южном Приаралье (Золотокрылин, Токаренко, 1991).
Table 4. Estimation of the linear trend of the average monthly air temperature and monthly precipitation for 1953-1989 in the southern Aral Region (Золотокрылин, Токаренко, 1991).

Метеостанция	**Скорость тренда**		**Оценка статистической значимости тренда с надежностью 0.95***	
	температура, °С/год	**осадки, мм/год**	**температура, °С/год**	**осадки, мм/год**
Тахиаташ	0.06	0.12	0.058	0.508
Чимбай	0.07	0.17	0.055	0.606
Ташауз	0.04	-0.13	0.055	0.687
Хива	0.05	-0.10	0.054	0.532
Муйнак	0.09	0.26	0.060	0.485

Примечания к таблице 4: * − тренд значим с вероятностью 0.95, если скорость тренда превышает оценку его статистической значимости. **Notes to table 4:** * − the trend is significant with probability of 0.95, if its speed is higher than the value of its statistical significance.

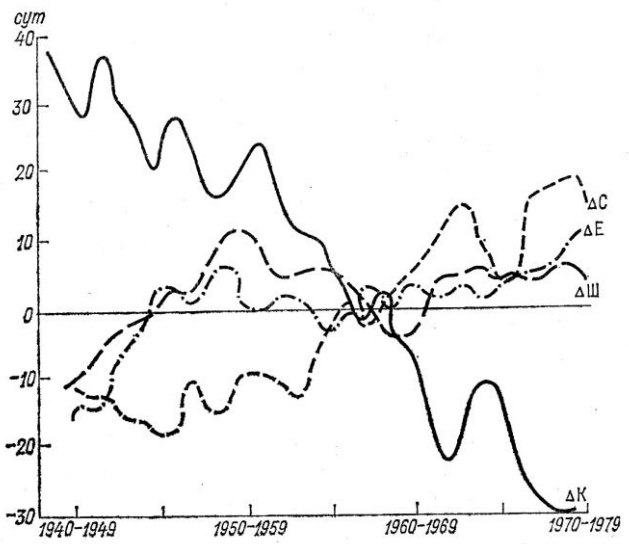


Рис. 5. Многолетние изменения 10-летних скользящих средних отклонений от нормы типов циркуляции, выделенных М.Х. Байдалом (Аральское море …, 1990). *Условные обозначения для рис. 5 и 6*. Тип циркуляции: С и Е – меридиональная, Ш – широтная, К – комбинированная. По оси Х отложены годы. **Fig. 5.** Long-term changes of the moving average deviations from the normal circulation types for the 10-year-long period, identified by M.H. Baydal (Аральское море …, 1990). *Legend for fig. 5 and 6.* Circulation type: C and E – meridian, Ш − latitudinal, К – combined. The X-axis shows years.

Эти исследования были продолжены О.И. Субботиной с соавторами (1995), которые на основе классификации М.Х. Байдала (1961) подтвердили выделение для Средней Азии с начала XX века двух циркуляционных эпох: первой – приходящейся на 1930-1960 годы, второй – с начала 60-х годов (рис. 6). При резком снижении повторяемости меридионального типа циркуляции *E* сохраняется превышение над нормой числа дней с меридиональным типом *C*, а повторяемость зонального переноса – типа *Ш* резко возрастает, т.е. появляется вероятность начала новой третьей циркуляционной эпохи (Субботина и др., 1995). Период с середины 80-х годов характеризуется резкой перестройкой общей циркуляции атмосферы.

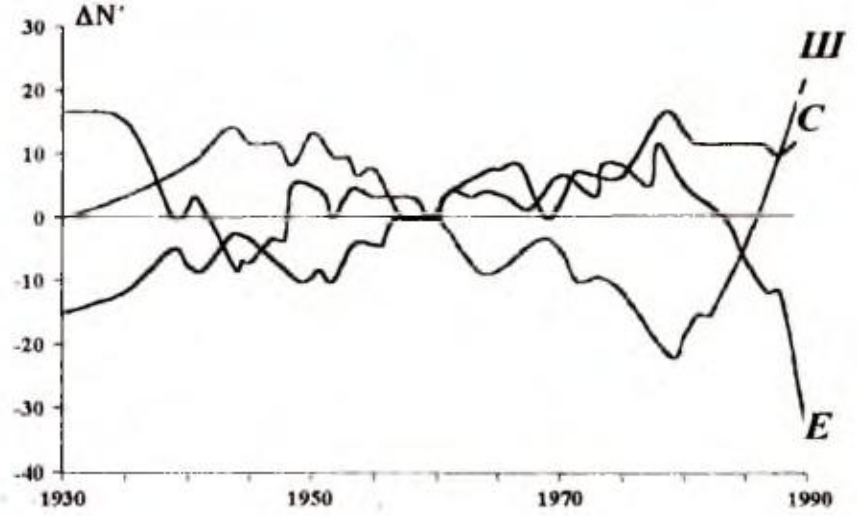


Рис. 6. Многолетние изменения 10-летних скользящих средних отклонений от нормы числа дней (ΔN') с типами циркуляции *Ш*, *C* и *E* (Субботина и др., 1995). **Fig. 6.** Long-term changes of the moving average deviations from the normal number of days (ΔN') for the 10-year-long period, with circulation types *Ш*, *C* and *E* (Субботина и др., 1995).

В.Е. Чуб (2007) считает, что в Приаралье эффект опустынивания усиливался естественно-климатическими тенденциями, обусловленными сменой циркуляционных эпох. При новой, следующей, смене преобладающего характера общей циркуляции, что не исключено в ближайшем будущем, по его мнению, картина будет противоположной. В своей работе он отмечает региональные похолодания и активизацию ветровой деятельности в 1971-1980 гг. и потепление 1981-1990 гг.

На фоне двух циркуляционных эпох С.И. Инагамова с соавторами (2002) также выделяет отдельные периоды с преобладанием тех или иных региональных типов синоптических процессов в Средней Азии. Глобальное потепление 30-х годов и похолодание 60-х отчетливо прослеживаются, например, в многолетнем ходе средней годовой температуры воздуха по Узбекистану (рис. 7).

Пониженными относительно нормы значениями характеризовались температуры июля в 1901-1910, 1931-1940, 1951-1960 годах, а наиболее жарко было в 1930-1948, 1973-1989 гг. В 90-е годы XX века средняя месячная температура июля и всего теплого полугодия продолжала оставаться выше нормы; в 1997 году был зарегистрирован абсолютный максимум температуры воздуха за имеющийся период наблюдений.

В выпадении осадков при осреднении значений по десятилетиям установлено, что самым сухим периодом были 1941-1950 годы (Субботина и др., 1995). Над западной частью Узбекистана (Муйнак, Тамды) наблюдалась отрицательная аномалия годовых сумм осадков, достигавшая 83%.

Сопоставление десятилетних аномалий осадков в Средней Азии с десятилетними аномалиями повторяемости широтных и меридиональных типов циркуляции по М.Х. Байдалу (1961) в евразийском секторе северного полушария свидетельствует о том, что формированию относительного избытка осадков благоприятствуют меридиональные потоки – типы *C* и *E*. Дефицит осадков отмечается преимущественно при зональном

переносе – типе *Ш*. Отмечено, что форма циркуляции *Е* приводит к большей повторяемости антициклонических типов, а увеличение повторяемости формы *С* способствует большему числу дней с холодными вторжениями. Поэтому над равнинной территорией годовые суммы осадков в начале 1960-х годов постепенно стали возрастать (рис. 8), что в некоторой степени могло компенсировать сокращение увлажнения Приаралья.

Рис. 7. Изменение аномалии средней годовой глобальной температуры и температуры воздуха по станциям Узбекистана и 10-летние скользящие средние (Никулина, 1998; Никулина, Спекторман, 1998). **Fig. 7.** Changes in the anomalies of the average annual global temperature and air temperature at the weather stations of Uzbekistan, and 10-year moving averages (Никулина, 1998; Никулина, Спекторман, 1998).

В опубликованном отчете «Третье национальное сообщение ...» (2016) указывается, что повышение температуры воздуха в Узбекистане будет продолжаться в соответствии с уже наблюдаемыми трендами и к 2030-м годам составит 1.0-1.4°С. При общем потеплении климата в будущем увеличивается вероятность интенсивных «волн жары» и сохраняется вероятность «волн холода».

Рис. 8. Десятилетние скользящие средние годовые суммы осадков на равнинной территории Узбекистана (Чуб, 2000).
Fig. 8. Moving average annual precipitation sums for every 10 year on the plains of Uzbekistan (Чуб, 2000).

Выводы к разделу

Исследования, проводившиеся в период активного развития Аральского кризиса и до настоящего времени, позволили установить, что наиболее сильные изменения климата прослеживаются на территории, окружающей море на расстоянии не более 100 км от береговой линии 1960 года. Изменения затрагивают практически все климатические параметры, значения которых на бывших прибрежных и морских метеостанциях

к настоящему времени приблизились к пустынным. Подобная локализация изменений вокруг бывшей береговой линии дает основание считать, что их причиной является падение уровня и сокращение водной поверхности моря. Наиболее сильные изменения характерны для значений температур, наименее сильные – для изменения осадков.

Еще один фактор изменения климатических параметров, действие которого отмечается на метеостанциях на территории Средней Азии – смена двух циркуляционных эпох, которая произошла как раз в 1960-х годах. Новая циркуляционная эпоха принесла похолодание и некоторое увеличение осадков, что отчасти могло повлиять на скорость изменения климатических параметров в Приаралье: в период 1960-1970 гг. оно могло несколько затормозить скорость аридизации, а последовавшее затем потепление 80-х гг. – ускорить (Чуб, 2007).

Важно, что проведенные исследования показывают, что на территории Приаралья к 1990-м годам, к концу XX века, завершился процесс опустынивания климата, обусловленный высыханием Аральского моря. Все дальнейшие изменения значений климатических параметров на метеостанциях Приаралья обусловлены уже общими циркуляционными процессами в Среднеазиатском регионе. Современная тенденция изменения климата на этой территории оценивается как аридное потепление (Кузьмина, Трешкин, 2016).

Пыльные бури (ПБ) и пыльный поземок (ПП)

Перенос солевой пыли – одно из наиболее существенных негативных последствий усыхания Аральского моря. При медленном падении уровня минерализованных подземных вод на обсыхающем морском дне формируется песчано-солончаковая пустошь. При высыхании поверхности она становится источником выноса солей и пыли в виде поземок и пыльных бурь. Мы рассматриваем этот вопрос в разделе «климат», потому что основной причиной количества и направления выноса является ветер: его сила и направление, что, в конце-концов, связано с циркуляционными эпохами, на что указано в работе В.Е. Чуба (2007). Автор высказал мнение, что осушение колоссальных площадей и достаточно активная ветровая деятельность в 1970-1980 гг. обусловили резкое увеличение числа пыльных бурь в Приаралье и даже за его пределами, что привело к засолению почв на большом пространстве. В настоящее время в связи с общим ослаблением ветра в Средней Азии бури стали наблюдаться реже, что обусловило резкое снижение выпадения пыли и солей.

Мониторинг этого явления, разработка методик учета и организация сбора информации начались с первых лет обсыхания дна Аральского моря и остаются актуальными до настоящего времени. Научные исследования были направлены на решение большого круга вопросов: выявление частоты проявления пыльных бурь и поземка, расположение основных очагов солепылевыноса и количество переносимых веществ, определение дальности распространения и мест их основного выпадения, изменение этих явлений и процессов во времени.

Мощные бури в Приаралье стали фиксироваться на космических снимках с середины 1970-х годов. Очагом их возникновения стала обсохшая прибрежная полоса ранее мелководного северо-восточного и восточного побережья моря. За период с 1975 по 1982 гг. здесь было обнаружено 35 бурь, пылевые выносы которых достигали в длину 200-400 км. (Григорьев, 1985; Молоснова и др., 1987). Поступавшие в атмосферу соли выпадали на подстилающую поверхность с атмосферными осадками и в сухом виде. Соляная пыль оказывает неблагоприятное воздействие на растительность пастбищ Устюрта, а также оазисов, расположенных в дельте Амударьи и Сырдарьи.

Изучение этого процесса по данным метеостанций (Чуб, 2007) показало, что развитие мощных выносов пылевых бурь в этом районе началось при возрастании полосы обнажившегося дна до 20-25 км. Среднее годовое число дней с пыльными бурями здесь и на

метеостанциях в пустынной части сравнимы (табл. 5).

Если сопоставлять совместную повторяемость пыльных бурь и пыльных поземок, то на общем фоне выделяются отдельные районы, где перенос пыли и песка в приземном слое более интенсивен. Так, в 1991-2000 гг. в Муйнаке пыльных бурь и поземок (21 день) оказывается в 7 раз больше, чем пыльных бурь в чистом виде (3 дня), на станции Каракалпакия − 51 и 10 дней соответственно. На большинстве других пунктов наблюдения соотношения более близкие.

Таблица 5. Среднее годовое число с пыльными бурями (ПБ) и пыльной поземкой (ПП) в различные десятилетия за период 1941-2000 годы (Субботина, Чанышева, 2006).
Table 5. Average annual number of dust storms (ПБ) and dusty drifts (ПП) for various decades of 1941-2000 (Субботина, Чанышева, 2006).

Станция	1941-1950	1951-1960	1961-1970	1971-1980	1981-1990	1961-1990	1991-2000	
	ПБ+ПП						ПБ +ПП	ПБ
Аральское море	–	–	52	61	74	62	–	–
Муйнак	39	57	22	71	55	49	21	3
Каракалпакия	5	0	2	43	49	31	51	10
Жаслык	–	1	2	14	18	11	18	18
Порлатау	–	5	3	9	7	6	–	–
Чимбай	10	12	13	19	15	16	7	7
Хива	2	12	12	5	14	10	1	1

Рассмотрение рисунка 9 показывает, что наиболее частая повторяемость пыльных бурь характерна для весенне-летнего сезона (от 6 до 11 дней за месяц), а зимой пыльные бури случаются 1-2 дня. Ранее предполагалось, что по мере увеличения обсохшей площади моря следует ожидать активизацию возникновения бурь в Приаралье, однако этот же рисунок, как и таблица 5, показывают, что частота повторяемости по десятилетиям постепенно снижалась от 1971 к 1990 году. В последнее десятилетие 1990-2000 гг. повторяемость бурь резко снизилась: в среднем в десятилетие они случались не чаще 4 дней в месяц, и значение это в разные месяцы выровнялось. Наибольшая повторяемость теперь приходится на весенние месяцы с марта по май. Считается (Чуб, 2007), что эти тенденции (редкие бури, резкое снижение количества сухих выпадений) связаны с ослаблением ветра в Средней Азии.

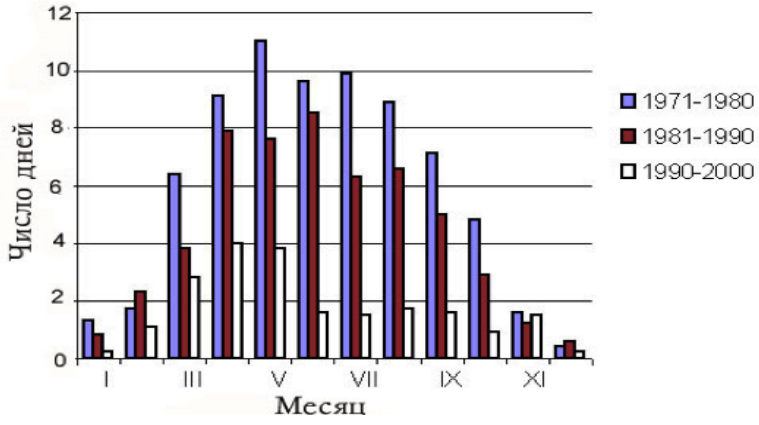


Рис. 9. Годовой ход повторяемости пыльных бурь в Муйнаке по десятилетиям (Чуб, 2007). **Fig. 9.** The annual frequency of dust storms in Muynak for decades (Чуб, 2007).

Анализ повторяемости основных направлений и скорости ветра у земли в период пыльных бурь и поземки по трем основным направлениям воздушного потока (рис. 10) показал, что ветры северного, северо-восточного и юго-восточного направлений преобладают над всеми остальными: они почти в два раза больше повторяемости ветров двух других направлений.

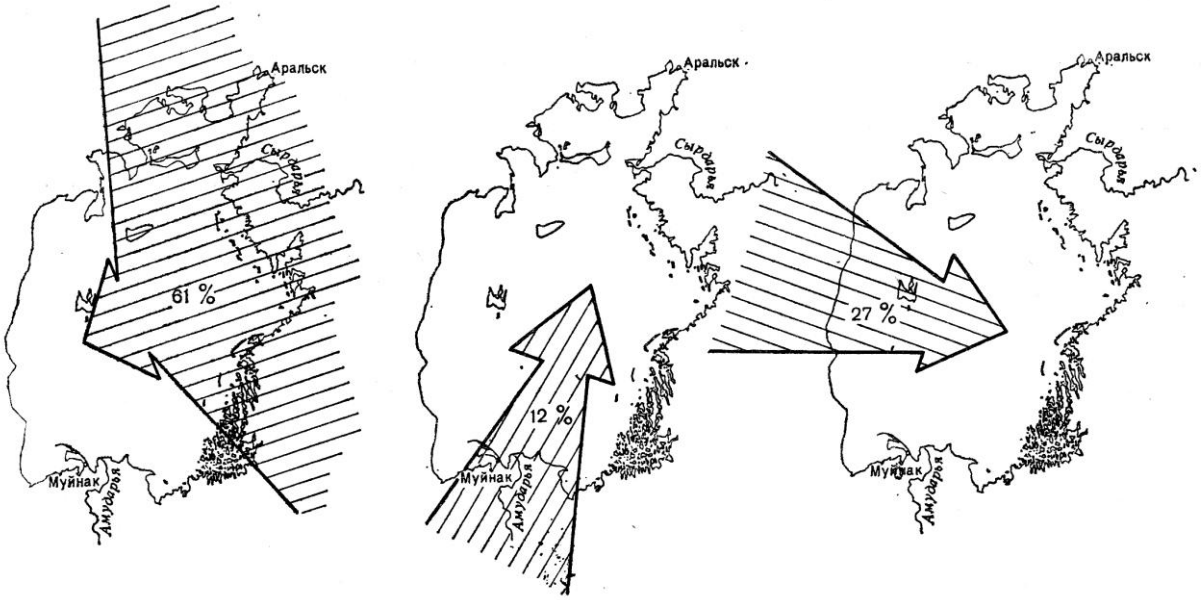


Рис. 10. Повторяемость различных направлений ветра во время пыльных бурь и поземки (Аральское море …, 1990). **Fig. 10.** Repeatability of different wind directions during dust storms and drifts (Аральское море …, 1990).

Из таблицы 6 видно, что наибольшая повторяемость пыльных бурь и поземки приходится на скорость ветра у поверхности Земли − 10-14 м/с, наименьшая – 15 м/с и больше, особенно при ветрах северо-западного и западного направлений, благоприятствующих переносу пыли на территорию Узбекистана. Следует отметить, что в 70-90-х годах XX столетия, когда отмечалась наибольшая частота повторяемости бурь, вместе с появлением обширных массивов обсыхающего дна обращалось внимание также на повышение скорости ветра (Чуб, 2007).

Таблица 6. Средняя за год повторяемость (%) различных градаций скорости ветра у поверхности земли при пыльных бурях и поземках (Чуб, 2007). **Table 6.** Average annual repeatability (%) of various wind speed gradations along the Earth surface during dust storms and drifts (Чуб, 2007).

Основное направление	**Градация скорости ветра, м/с**		
	5-9	9-14	≥15
	Повторяемость, %		
Северное, северо-восточное, восточное, юго-восточное	20	36	5
Южное, юго-западное	3	5	2
Северо-западное, западное	9	16	4

Экспериментальными работами по измерению выпадений аэрозолей из атмосферы на подстилающую поверхность в Приаралье занимались две группы исследователей из Узбекистана: одна из Среднеазиатского научно-исследовательского института ирригации

(Разаков, Косназаров, 1987), вторая – из Среднеазиатского научно-исследовательского гидрометеорологического института (Толкачева и др., 1985). Наиболее детальные измерения в дельте р. Амударьи выполнены под руководством Р.М. Разакова и К.А. Косназарова (1987). На территории Каракалпакии и прилегающей к ней обсохшей части дна моря они установили уловители для отбора проб выпадающих из атмосферы сухих аэрозолей. Число точек отбора достигало 43. Круглогодичные наблюдения за осаждением аэрозолей позволили получить за 5 лет измерений (1982-1986 гг.) более 1600 проб и построить среднюю за период карту сухих выпадений в Южном Приаралье. Химические анализы проб позволили построить и карту содержащихся в них растворимых солей.

Для оценки выноса соли и пыли во время пыльных бурь и поземок на Казахской части Аральского региона были проведены расчетные работы. Для этой цели были задействованы данные за 27-летний период наблюдений с 1966 по 1992 гг. для 11 метеорологических станций: морских (о. Лазарева и о. Барса-Кельмес), прибрежных (Аральское Море и Уялы) и континентальных (Саксаульская, Монсыр, Джусалы, Кзыл-Орда, Казалинск, Чирик-Рабат, Карак). На их основании была оценена (Галаева и др., 1996) масса переносимого ветром песка за год во время пыльных бурь и поземки по годам и получено значение, соответствующее их 50% обеспеченности. Эти данные и анализ материалов дистанционного зондирования показали, что при снижении уровня моря на 15 м (до 38 м н.у.м. БС в 1989 г.) на Казахстанской части осушенного дна Арала образовались 5 природных источников солепылевыноса. На рисунке 11 представлено соотношение среднего многолетнего выноса массы песка 50% обеспеченности из этих очагов выноса, рассчитанное по рядам наблюдений метеостанций за 1966-1992 гг. и представленное в работе О.Е. Семенова с соавторами (2006).

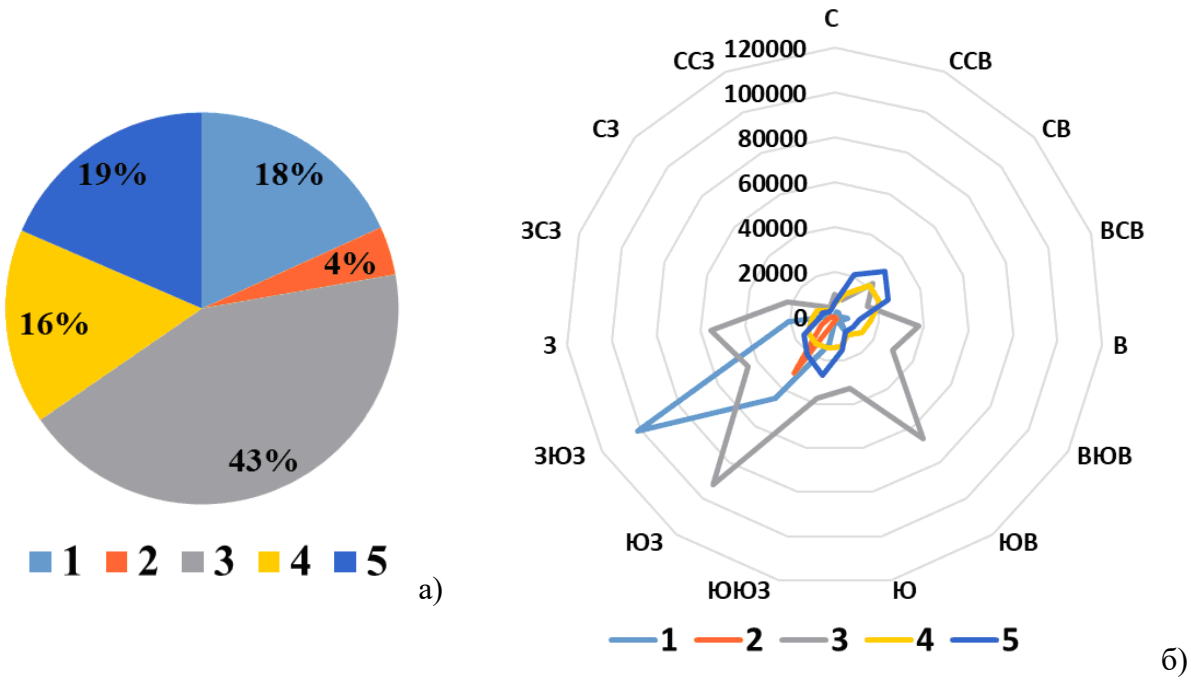


Рис. 11. Средний многолетний вынос массы песка 50% обеспеченности из очагов выветривания по рядам наблюдений метеостанций за 1966-1992 гг. на территории Казахстана, т/год: а) соотношение выноса из разных очагов, б) соотношение выноса песка по направлениям (создано по данным Семенов и др., 2006). *Условные обозначения очагов солепылевыноса*: 1 – о. Лазарева, 2 – о. Барса-Кельмес, 3 – Восточный, 4 – Сарышиганак, 5 – Кокаральский. **Fig. 11.** The average long-term removal of sand mass of 50% security from the centers of removal, according to observations on the weather stations for 1966-1992 in Kazakhstan,

t/year: a) ratio of removal from different centers, б) ratio of sand removal in particluar directions (created according to data Семенов и др., 2006). *Legend for the area of salt and dust outflow:* 1 – Lazareva Island, 2 – Barsa-Kelmes Island, 3 – Vostochny, 4 – Saryshiganak, 5 – Kokaralsky.

Как видно на рисунке 11 а, основные очаги солепылевыноса на севере – это дно залива Сарышиганак и песчаные пляжи вокруг бывших островов Кокарал и Барса-Кельмес, на востоке – осушенное дно моря от устья р. Сырдарьи до бывшего Акпеткинского архипелага, на западе – новый крупный остров, образовавшийся из островов Возрождение и Лазарева. Общий вынос массы аэрозолей со всей Казахстанской части был оценен в 1.17 млн. т в год (Семенов и др., 1991). Наиболее мощный поток солепылевыноса идет из Восточного очага, основное направление выноса направлено на юг (рис. 11 б), а мощный вынос из очага на о. Лазарева имеет более локализованное направление – на ЗЮЗ. Результаты моделирования дают хорошее согласование по величинам выпадений с экспериментальными оценками Р.М. Разакова и К.А. Косназарова (1987).

Последнее замечание относится и к карте оценки средних многолетних сухих выпадений солевого аэрозоля за год (рис. 12; Семенов и др., 2006). Эта карта была получена на основании модели формирования выноса и выпадения Аральского аэрозоля в Казахском научно-исследовательском гидрометеорологическом институте и учитывает перенос пыли из 5 основных источников путем суммирования значений по прямоугольникам со сторонами 20'x20'. Она позволила впервые оценить в чистом виде вклад песчано-солевых бурь в процесс образования сухих выпадений в регионе.

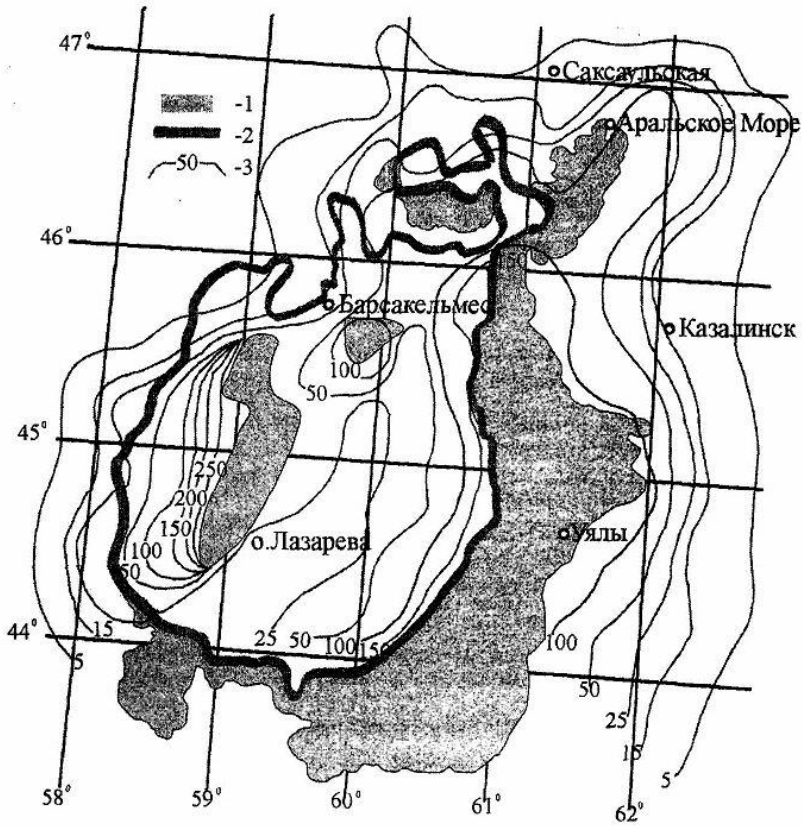


Рис. 12. Карта-схема средних многолетних значений сухих выпадений песчано-солевого аэрозоля (т/км^2 в год) от дефляционных процессов на осушенной части дна Аральского моря. (Семенов и др., 2006). *Условные обозначения*: 1 – площадь осушенного дна моря, 2 – современная береговая линия, 3 – изолинии сухих выпадений**. Fig. 12.** Schematic map of the

average long-term values of dry precipitation of sand-salt aerosol (t/km^2 per year) from deflation processes on the dried part of the Aral Sea bottom (Семенов и др., 2006). *Legend*: 1 – area of the dry sea bottom, 2 – modern coastline, 3 – isolines of dry precipitation

Полученная карта (рис. 12) позволила оценить и величину солевыпадений, исходя из предположения, что в массе аэрозоля содержится 3% солей. Именно такого порядка величины содержания солей в выпадающем аэрозоле были получены по результатам экспедиционных измерений Казахского института для сухих осаждений на осушенном дне моря (2-3%).

Узбекские ученые организовали исследование сухих атмосферных осадков а Южном Приаралье не только на экспериментальных работах, но и на базе действующей сети гидрометеорологических станций, и показали, что количество пылесолевыпадений на территории Каракалпакии сильно варьирует в зависимости от орографии, степени покрытия растительностью, освоенности территории и ветрового режима (Рафиков, 1982). По их исследованиям, в дельте Амударьи содержание солей в выпадающем аэрозоле достигает существенно больших величин (5-6%), увеличиваясь непосредственно у солончаков до 20-30% и даже изредка до 40% (Разаков, Косназаров, 1987). Максимальное количество солей выпадает вблизи источников – на морском побережье и на высохшем дне. Аккумуляция пыли и солей в дельте Амударьи происходит как за счет материала, приносимого с обсохшего побережья, так и из местных источников выноса, расположенных непосредственно на территории самой дельты. Поэтому солевые выпадения в Северном и Восточном Приаралье существенно меньше, чем в дельте Амударьи, и достигают в прибрежной полосе (1.5-3 т/км^2 в год).

Многолетние наблюдения показали, что сухие выпадения на осушенном дне моря достигали 300-600 т/км^2 в год, в то время как в прибрежной части дельты масса осажденных аэрозолей быстро уменьшалась по мере удаления от источника выноса и на расстоянии 10-15 км уже была равна 90 т/км^2 в год. Важным выводом из этих исследований было то, что как расчеты, так и экспериментальные исследования не подтвердили распространенной в эти годы в массовой печати гипотезы о гигантских поступлениях солей и аэрозолей Арала на всю территорию Центральной Азии. Оказалось, что основная масса выпадений аэрозолей и солей приходится на осушенное дно Аральского моря и район коренного берега. По мере удаления от прежнего берега, масса выпадений частиц быстро уменьшается. Этот вывод демонстрирует карта распределения солепылевыпадений (рис. 12), он согласуется и с результатами численного моделирования переноса песчаного аэрозоля, полученными И.В. Каиповым (1995; Семенов и др., 1990) на гидродинамической модели бурь.

В монографии А.К. Курбаниязова (2017) со ссылкой на данные в докладе В.Е. Чуба «Обзор научных проблем и проблем окружающей среды в бассейне Аральского моря», сделанном на научно-практическом семинаре в Ташкенте в мае 1994 г., указывается, что, по данным Среднеазиатского научно-исследовательского гидрометеорологического института, в год с акватории моря выносится 53 млн. т солей, с обсохшего дна – 57 млн. т, с солончаков на коренном берегу – 13 млн. т. Дальность переноса составляет более чем 500 км от источника и распространяется в основном на запад и юго-запад. По количеству выпадающего материала выделены три зоны. Первая простирается до 100 км от границы обсыхания (старой береговой линии моря). Плотность выпадения песчано-солевого потока в ней − 1500-2500 кг/га в год. Вторая − до 500 км от границы обсыхания, плотность выпадения − 500-1000 кг/га в год. Третья − более 500 км, плотность выпадения − 100 кг/га в год. Минерализация атмосферных осадков возросла в Южном Приаралье в 6-7 раз. Увеличилось содержание аэрозолей (пыли) в атмосфере. Во время пыльных бурь предельно допустимая концентрация пыли в воздухе превышает норму в 10-12 раз.

Мониторинг за развитием дефляционных процессов на дне моря выявил нестабильность

их проявления; кроме того, 27-летний ряд наблюдений (Галаева и др., 1996) показывает (рис. 13, 14), что как на морских, так и на континентальных станциях с 1986 года наблюдается тенденция к уменьшению общей массы переносимого песка. Несмотря на рост осушенных площадей, в 80-ые годы величина выноса пыли за год снизилась на 50000 т до величины 1.12 млн. т/год в сравнении со значением 50% обеспеченности для 1966-1986 гг. (Семенов и др., 1991). На рисунке 13 а показан многолетний ход значений для метеостанции Аральское Море. Здесь мы видим два пика, один из которых наблюдался в 1970-1971 годах и составил 9302 т/км^2 в год, второй – в 1983-1985 годах с 6500 т/км^2 в год.

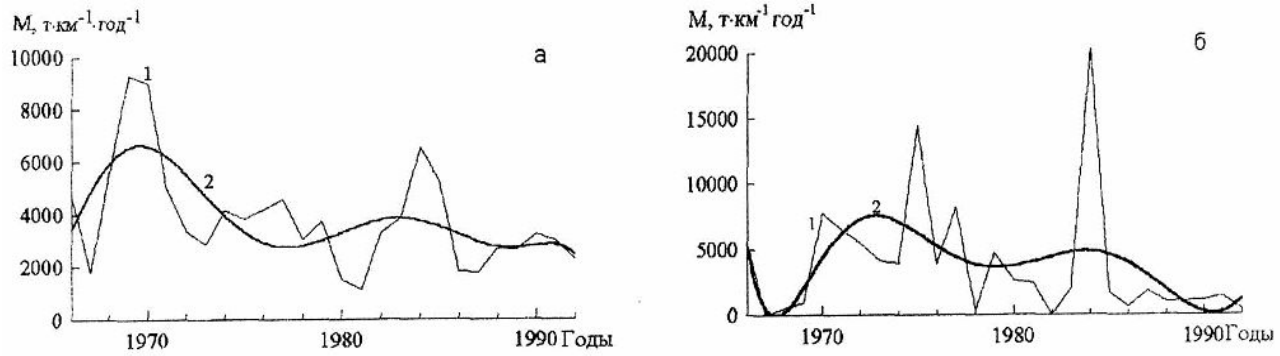


Рис. 13. Многолетний ход массы песка, переносимого 1) пыльными бурями и поземками и 2) его скользящая средняя на МС а) Аральское Море, б) Уялы (Семенов и др., 2006).
Fig. 13. The long-term changes of sand mass carried by 1) dust storms and drifts and 2) its moving average on the weather stations a) Aral Sea, б) Uyaly (Семенов и др., 2006).

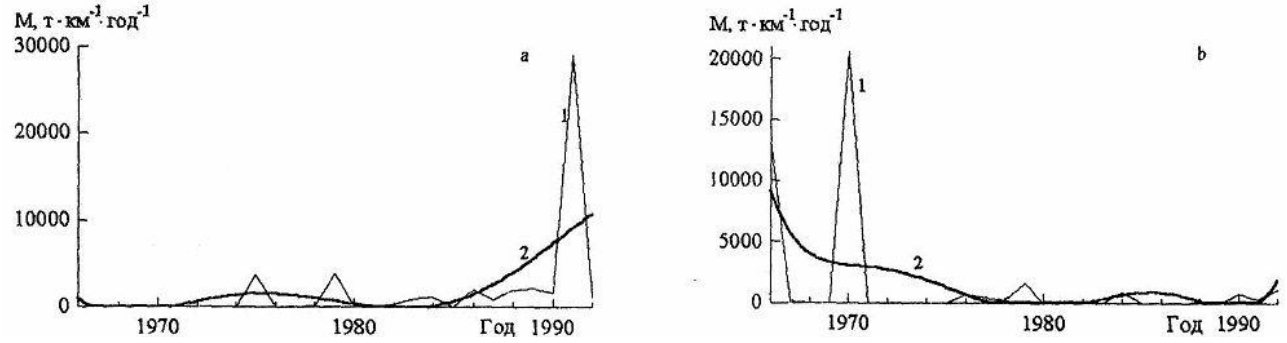


Рис. 14. Многолетний ход массы песка, переносимого 1) пыльными бурями и поземками и 2) его скользящая средняя на МС а) о. Лазарева, б) Барса-Кельмес (Семенов и др., 2006).
Fig. 14. The long-term changes of sand mass carried by 1) dust storms and drifts and 2) its moving average on the weather stations a) Lazareva Island, б) Barsa-Kelmes (Семенов и др., 2006).

На рисунке 13 б представлены данные станции Уялы, где максимальный перенос песка был в 1984 г. и составил 20269 т/км^2 в год, что в два раза выше максимального значения на МС Аральское Море. Здесь также произошло устойчивое уменьшение переноса песка с 1986 г. Влияние островного периода существования МС Уялы на дефляцию песков можно проследить до 1974 г., после которого ход процессов в ее окрестностях стал подобен ряду этого показателя на МС Аральское Море.

Остров Лазарева (рис. 14 а) – единственная из 11 станций Аральского региона, на которой явно выражена тенденция увеличения переносимых масс песка, характеризующая ее переход из морского типа к континентальному. На этой же станции зафиксирована и

самая большая годовая величина массы – 29105 т/км^2 в год. Эта станция характеризует новый мощный очаг пылевыноса на острове Возрождения.

На метеостанции острова Барса-Кельмес (рис. 14 б) можно выделить два максимума: первый в конце 60-х – начале 70-х годов, наибольшее значение зафиксировано в 1970 г. – 20647 т/км^2 в год, второй, меньший по величине максимум – в 1966 г. с 13253 т/км^2 в год. В начале 90-х годов здесь также наметилось увеличение переноса, связанное с началом формирования прибрежных пляжей при отступании от острова водной поверхности. Отдельная буря может перенести значительное количество песка. Наблюдения О.Е. Семенова с соавторами (2006) показали, что на острове Барса-Кельмес во время пыльной бури 15-17 июня 1984 г. было перенесено около 12% от средней суммы годового переноса песка в ЮВ направлении за год.

Несмотря на то что в современных публикациях содержится информация о тенденции сокращения повторяемости и силы пыльных бурь (рис. 13, 14), они отнюдь не прекратились. Так, в мае 2018 г. мощное пыльно-солевое облако зависло над г. Ташкентом на сутки (Сатановская, 2020). Вероятно, оно проделало путь в 800 км от Аральского моря. Над обсохшим дном моря пыльную поземку и пыль можно видеть чаще (фото 1).

Выводы к разделу

Солепылевынос с морского дна начал фиксироваться с середины 1970 г. на материалах космической съемки в виде мощных пылевых бурь. Максимальная их повторяемость пришлась на два десятилетия 1971-1980 гг. и 1981-1990 гг., когда водная поверхность моря стремительно сокращалась и на дневную поверхность выходили и обсыхали обширные участки суши. Ранее выделялись 5 основных очагов солепылевыноса: 1) на объединившихся островах Лазарева-Возрождения, 2) на о. Барса-Кельмес, 3) к Востоку от восточной части Большого моря, 4) на месте залива Сарышиганак, 5) около мыса Кокарал. Наиболее активные из них – 5, 4 и 1. К настоящему времени часть очагов объединилась.

Фото 1. Начало пыльной бури над обсохшим дном моря (фото В.А. Попова, 2017).
Photo 1. Beginning of a dust storm over the dried-up sea bottom (photo by V. A. Popov, 2017).

Исследования показали, что направление солепылевыноса идет по розе ветров: основная масса переносится в южном направлении – от восточного до западного.

Наибольшее число пыльных бурь и поземок приходится на весенне-летний период. Общее количество солей, выносимых из очагов, составляет 1.17 млн. т/год, в том числе в этой массе содержится до 2-3% солей. С одной пыльной бурей может быть вынесено до 12% массы вещества от годовой суммы. Основная масса выносимого материала выпадает непосредственно на морском дне, и только небольшая часть (не более 15%) выносится на расстояние до 10-15 км. Солевые выпадения в Северном и Восточном Приаралье существенно меньше, чем в дельте Амударьи, и достигают в прибрежной полосе 1.5-3 т/км^2 в год. В дельте Амударьи аккумуляция происходит как за счет материала, приносимого с обсохшего побережья и из местных источников выноса, расположенных непосредственно на территории самой дельты. Отмечают следующие изменения во времени: число пыльных бурь на всех метеостанциях с 2000 г. сократилось, максимальная повторяемость с весенне-летних месяцев переместилась на весенние, основное направление выноса в южном направлении сохраняется. Наиболее последовательные исследования, посвященные проблеме пыльных бурь и солепылевыноса, принадлежит О.Е. Семенову с коллективом исследователей. Последние публикации, содержащие конкретные оригинальные данные по проблеме, относятся к 2006 г. Поэтому в настоящее время нужны обобщающие работы, рассматривающие вопросы по частоте пыльных бурь за последние десятилетия; изменению скорости ветра и его направления, а также по пыле- и солевыпадениям: локализации, дальности переноса, направлении, выпадении с осадками, дальности и направлении солепылевыноса, содержанию солей в атмосферных осадках. Безусловно, эти исследования перспективно проводить с использованием материалов дистанционного зондирования, проводя одновременно наземные наблюдения. Представляется важным выполнение работ по изучению связи указанных явлений со сменой циклональных эпох, поскольку они сопровождаются изменением скоростей ветра, одной из важных причин формирования пыльных бурь и солепылевыносов. Нет сомнений, что эти работы необходимо проводить в режиме мониторинга, поскольку природные комплексы на территории морского дна еще далеки от стабилизации, которая может произойти при закреплении отложений растительностью.

Обсохшее дно Аральского моря

Территория обсохшего дна моря является природной лабораторией для исследования процессов возникновения ландшафтов и протекания первичных сукцессий в формировании их компонентов (почв, растительности, животного населения), экосистем (изменения межкомпонентных биотических связей, связей биоты с условиями среды, преобразования среды живыми организмами, потоков вещества и энергии), микроэволюционных процессов на новообразованной суше и развития на этой основе теоретических представлений о пространственно-временных закономерностях их становления и трансформации в изменяющихся условиях субаэрального развития.

Обсыхающее дно Аральского моря в Аральской проблеме привлекло внимание ученых в первую очередь, т.к. было наглядно видно, что вновь образующаяся суша исключительно динамична. В связи с этим наблюдения за обсыхающими прибрежными участками новообразованной суши велись с целью выявления закономерностей постгидроморфной эволюции, формирования субаэральных ландшафтов и их компонентов (почв растительности). Эти исследования имели как научное значение – для формирования теоретических представлений об этапности, длительности эволюционных процессов, так и научно-прикладное – для выполнения практических работ по закреплению поверхности обнажившихся территорий и в первую очередь – фитомелиорации.

Особенности обсыхающего дна. Водная поверхность моря с 1961 по 2008 гг. сократилась

с 66400 км^2 до 10 400 км^2, из чего следует, что обсохшая часть дна имеет площадь 56000 км^2, что составляет около 84.3% от бывшей площади акватории (Большое Аральское …, 2012).

Ежегодно обнажающиеся участки обсыхающего дна можно считать доступным для наблюдения объектом, а благодаря данным дистанционного зондирования и ГИС-технологиям возникла возможность проследить, как это происходило во времени: какие участки морского дна в какие годы вступили в этап субаэрального развития (рис. 15).

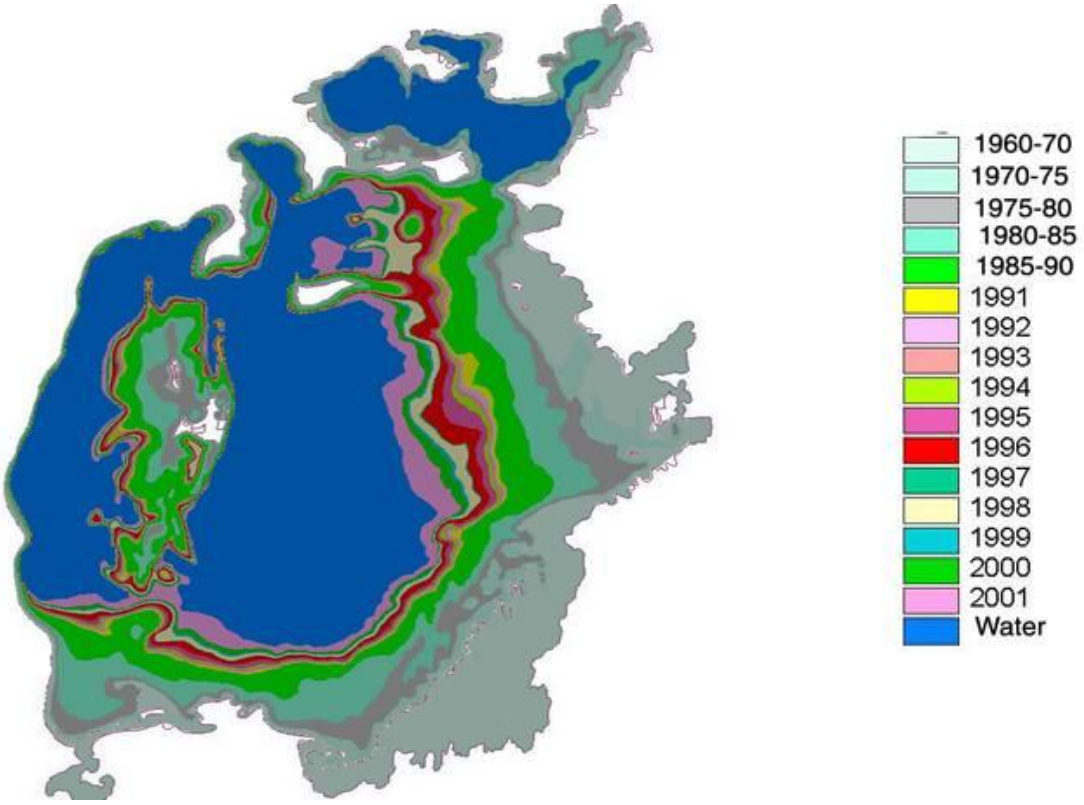


Рис. 15. Сокращение водного зеркала Аральского моря и год вступления в субаэральный этап развития разных участков территории его дна (Ressl, Ptichnikov, 2001). **Fig. 15.** Reduction of the Aral Sea water table, and the year when different sections of its bottom entered the subaerial development stage (Ressl, Ptichnikov, 2001).

Рисунок 15 был создан немецким исследователем Райнером Весселом по данным NOAA и цифровой модели рельефа дна Аральского моря (батимертической карте, разработанной в Институте водных проблем РАН). Цветом выделены участки дна, обсохшие в разные временные интервалы. Этот рисунок представляет большой интерес для будущих исследователей, т.к. его можно рассматривать и как мониторинг обсыхания морского дна, и как прекрасную базу для датирования возраста субаэрального развития ландшафтов в случае наземных исследований.

Падение уровня моря и приращение новой суши, как показывают исследования (Большое Аральское …, 2012; Комплексные дистанционные …, 2008; The Aral Sea …, 2014) и данные космической съемки, происходили неравномерно. В начале 1970-х годов берег ежегодно отступал на десятки метров, а после 1982 г. – на сотни. Среднегодовое приращение суши в 1961-1977 гг. составляло около 700 км^2/год и увеличилось до 1200 км^2/год в 1984-1989 гг. В 1989-1991 гг. обсыхание дна было максимальным – до 2300 км^2/год. Во многом это объясняется сильной засушливостью 1989 года и отсутствием притока речных вод к морю. В отдельные годы прирост новой суши резко снижался; так, в периоды 1991-1993 и 1998-

1999 гг. обсыхало не более 300-600 км^2/год. Наибольшие скорости падения уровня моря и обнажения его дна до 1358 км^2/год происходили в период 1989-2008 гг. в восточной части Большого моря. В 2001 г., когда из-под воды вышли срединные острова, приращение суши составило 4600 км^2 (Большое Аральское …, 2012). Обнажение дна в западной части Большого моря, на обрывистом склоне чинка, происходило очень медленно – до 284 км^2/год. В Малом море после возведения плотины обсыхание дна практически прекратилось и начался подъем уровня.

К настоящему времени уровни Малого моря и западной части Большого моря относительно стабилизировались и приращение новой суши на их берегах, по-видимому, не происходит. Остальные водоемы имеют пульсирующий характер, и морское дно здесь в зависимости от водности года и притока воды то заливается, то обсыхает.

Для восточной части Большого моря характерны сильные изменения площади водной поверхности. Отмечаются разногодичные и сезонные изменения. Последние известны только для восточной части Большого моря. Здесь с середины июля по октябрь происходит обсыхание, в зимние месяцы уровень моря стабилен, обсыхания нет. В весенне-летний период, в марте-июле, площадь водной поверхности максимальна и ранее обсохшие территории могут вновь частично оказываться под водой. Максимум положения уровня обычно приходится на апрель после таяния снега и в июле во время максимального таяния ледников, питающих реки (Кравцова, Мудря, 2004). Для этих обнажающихся территорий характерны процессы, которые исследовались в первые годы наблюдений за падением моря.

Засоление поверхностных отложений и вынос солей на прилегающие территории – один из наиболее проблемных и обсуждаемых вопросов в первые годы исследований по Аральской проблеме (Геллер, 1969; Григорьев, Липатов, 1979; Костюченко, 1979, 1984; Костюченко, Богданова, 1979; Можайцева, Некрасова, 1984). В первое десятилетие обсыхания преобладающая часть солей концентрировалась в солончаках лагун, обсыхающих заливов и фильтрационных озер. По состоянию на 1975 г., по данным в публикациях В.П. Костюченко и Н.М. Богдановой (1979; Богданова, Костюченко 1977, 1978), в этих солончаках было сосредоточено около 95% общего запаса водорастворимых солей, содержащихся в отложениях осушившегоя морского дна и оцениваемых приблизительно в 388 млн. т. В пределах территории площадью около 506 тыс. га содержание солей в полуметровом слое составляло в среднем около 733 т/га, в незасоленных отложениях – 24 т/га. Площадь последних составляла 0.3%. К этим запасам солей ежегодно прибавлялось около 64 т/год на 1 км^2 солей, накапливающихся в грунтовых водах вследствие выклинивания в этой зоне соленых грунтовых вод. Этот подток грунтовых вод привел к образованию в новейших морских отложениях обсохшей части моря нового, ранее не существовавшего горизонта грунтовых вод на глубине 0-3 м с минерализацией от 50-70 до 100 г/л (Влияние снижения уровня …, 1979; Современное состояние …, 1979). Из-за того что береговая линия отступает быстрее, чем грунтовые воды достигают моря, они не разгружаются в море, а расходуются на испарение, вызывая засоление осушившихся участков морского дна. Таким образом, на начальной стадии обсыхания дна моря ветровой вынос солей происходит в основном из обсохших лагун и заливов, а в дальнейшем, по прогнозу-предупреждению, сделанному в работе В.П. Костюченко и Н.М. Богдановой (1979), накопившиеся соли на поверхности обсохшего дна будут представлять серьезную угрозу для территории Приаралья и южных районов Средней Азии.

Вынос солей с обсохшей части моря в середине 1980-х годов, по данным разных авторов, сильно отличается и колеблется от 13-231 млн. т до 4-150 млн. т (Рубанов, Богданова, 1987; Григорьев, Липатов, 1979).

Опасность выноса солей в оазисы во многих публикациях связывается с их негативным воздействием на прирост фитомассы и урожаи сельскохозяйственных культур, засоление

воды в верховьях рек через оседание соли и пыли на снежниках и ледниках, но конкретные убедительные данные исследований по этому вопросу отсутствуют. Еще один аспект этой проблемы – повышение минерализации атмосферных осадков, увеличившейся, по данным метеостанций, в Средней Азии, а в Приаралье − в 6-7 раз, что было показано в работе Т.И. Молосновой с соавторами (1987; табл. 7).

Таблица 7. Изменение минерализации атмосферных осадков (мг/л) в Средней Азии (Молоснова и др., 1987). **Table 7.** Mineralization changes in the atmospheric precipitation (mg/l) in Central Asia (Молоснова и др., 1987).

Метеостанция, пункт наблюдения	**Минерализация в разные годы, мг/л**		**Приращение в последний период**
	1968-1969	**1979-1980**	
Жана-Арка	38.4	267.0	228.6
Аральское море	24.4	157.0	132.6
Алма-Ата	20.9	102.2	81.3
Капчагай	20.7	68.0	47.3
Фергана	34.0	77.1	43.1
Терехты	28.0	87.0	59.0
Кушка	22.0	62.0	40.0
Каунчи	22.0	44.0	22.0
Шахринау	14.0	54.0	4.0

Трансформация ландшафтов обсохшего дна. Исследования динамики природных комплексов на обсыхающем дне Аральского моря проводились путем многолетних наблюдений на трансектах (топо-экологических профилях), закладываемых перпендикулярно береговой линии и ежегодно продлеваемых вслед за отступающим урезом воды. В первые годы наблюдения сопровождались инструментальной (нивелирной или теодолитной) съемкой высотных отметок поверхности, позволяющей связать между собой пространственное положение точек наблюдений, данные, полученные разными исследователями, и выделить участки разных лет обсыхания. По такому принципу были организованы Коскакуланский, Босайский створы на обсыхающем дне в районе кызылкумского побережья на казахской территории, ряд створов на обсыхающей авандельте Амударьи и в Акпеткинском архипелаге, организованных Н.М. Новиковой с соавторами (1980) и С.К. Кабуловым (1990). Наиболее длительные наблюдения вплоть до настоящего времени проводятся на острове Барсакельмес и на створе Баян Л.А. Димеевой (2007, 2011).

Примером инструментально полученного топо-экологического профиля, фиксирующего состояние всей системы обсохшего дна моря на сентябрь 2001 г., может служить выполненный на основе данных нивелирного хода график относительных превышений рельефа от уреза воды к отметке на чинке Устюрта, соответствующий 53 м абс. береговой линии моря в 1960-х годах (рис. 16). Этот нивелирный ход (рис. 16) был выполнен 28 сентября 2001 г. в связи с работами по проекту НАТО № 974101 «Устойчивое развитие в сфере охраны окружающей среды, земле- и водопользования путем создания центра ГИС технологий и космосъемки в Каракалпакстане» (2001-2003 гг.).

За ноль графика по осям ***x*** и ***y*** принято положение отметки уровня западной части Большого моря на день проведения работ 28 сентября 2001 г. – 34 м н.у.м. БС. На профиле выделены и пронумерованы участки, занятые одинаковой растительностью, и отмечены

места заложения шурфов. Описание почвенных разрезов и растительных сообществ прилагаются к профилю.

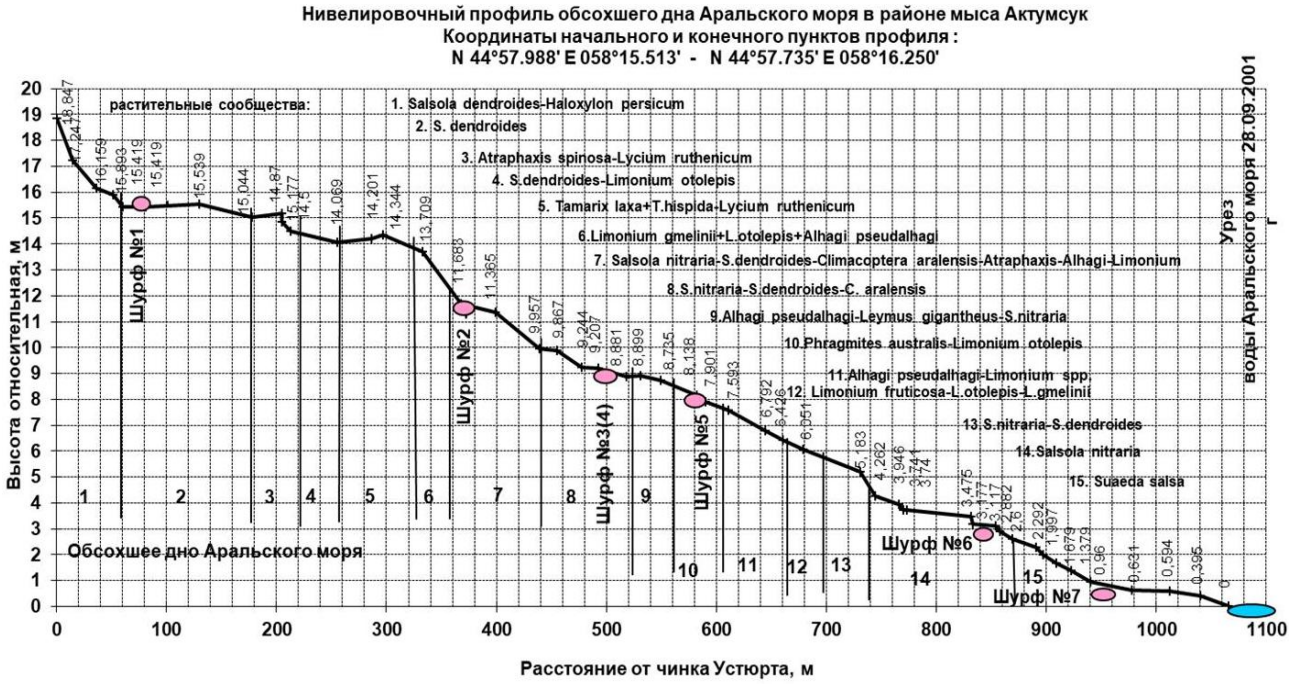


Рис. 16. Топо-экологический профиль, проложенный на обсохшем дне моря от уреза воды западной части Большого моря, на 20 сентября 2001 г. соответствовавшего отметке 34 м н.у.м. БС, до высотной отметки 53 м н.у.м. БС, соответствовавшей береговой линии моря в 1960-е годы. **Fig. 16.** Topo-ecological profile, plotted on the dried-up sea bottom from the west coastline of the Big Sea on 09/20/2001 and corresponding to the mark of 34 m abs. to a height of 53 m abs., corresponding to the sea coastline in the 1960s.

В правой части рисунка приведены названия растительных сообществ, которые приурочены к участкам дна, обсохшим в разное время. Самая верхняя точка профиля соответствует отметке 19 м над современным урезом воды – абсолютной отметке 53 м, с какой началось падение уровня. Зная отметки уровня моря в разные годы, можно установить время обсыхания каждого участка морского дна. Как видим на графике, за период времени около 40 лет с начала субаэрального развития уже сформировалось растительное сообщество с участием древесного вида – белого саксаула (*Haloxylon persicum*) и кустарника – древовидной солянки (*Salsola dendroides*). Представление о ландшафтах этого участка обсохшего дна дает фотография 2 из монографии А.К. Курбаниязова (2017).

Как показали многочисленные исследования (Бельгибаев, 1981; Бельгибаев и др., 1983; Вухрер, 1979; Грязнова, 1979; Ишанкулов, 1980; Ишанкулов и др., 1979; Кабулов, 1990, 1984, 1982, 1979; Киевская, 1979; Курочкина, 1979; Макулбекова, 1979; Можайцева, 1979; Можайцева, Некрасова, 1984), трансформация новообразованной суши, формирование почв и зарастание зависели от гранулометрического состава донных отложений, скорости падения уровня моря, солености воды моря и грунтовых вод и скорости их опускания. Эти исследования имели целью не только зафиксировать пространственно-временные особенности происходящих процессов, но и выявить закономерности, необходимые для построения прогноза, на чем должны базироваться мероприятия по снижению негативного воздействия на прилегающие территории.

Фото 2. Растительность обсохшего дна, расположенная на отметке уровня моря 53 м н.у.м. БС у подножья обрыва (чинка) плато Устюрт, соответствующей началу обсыхания моря (фото А.К. Курбаниязова, 2017). **Photo 2.** Vegetation of the dried-up sea bottom, located at the 53 m abs. at the foot of the cliff (chink) of the Ustyurt Plateau, corresponding to the beginning of the sea drying (photo by A.K. Kurbaniyazov, 2017).

Основным выводом из всех исследований стало положение о том, что пространственный ряд природных комплексов, формирующихся на отложениях разного времени обсыхания, нельзя трансформировать во временной; все природные комплексы в процессе становления обязательно проходят три этапа (Ишанкулов, 1985): 1) этап засоления и биотического освоения поверхности, 2) этап засоления-рассоления, формирования литогенной основы ландшафта и продолжающегося биотического освоения, 3) этап рассоления и остаточного засоления, стабилизации литогенной основы, формирование биотических комплексов в соответствии с условиями, близкими к зональным.

Представление *о ландшафтной структуре обсыхающего дна* как системы сопряженных конусов выноса, сформированных современными и древними потоками с суши, сформулировал и развил М.Ш. Ишанкулов (1985). Согласно предложенному подходу, создается возможность использовать известные закономерности литоморфопедогенеза (дифференциации литологии отложений, слагающих разные формы рельефа этих конусов) и трансформации условий среды и биоты в связи с развитием процессов выноса, транзита и аккумуляции в разных частях этих конусных ландшафтов. Опираясь на разработанные к этому времени представления о специфике и особенностях развития природных процессов на обсыхающем дне моря и используя свой подход, М.Ш. Ишанкулов (1985) составил мелкомасштабную карту-схему ландшафтов на участок обсохшего дна моря и разработал легенду к ней в виде прогноза трансформации выделенных картографируемых единиц на отдаленную перспективу.

Обширная информация о современных ландшафтах обсохшей части Аральского моря и их развитии представлена в монографии А.К. Курбаниязова (2017). Его работа представляет собой важный этап в исследовании обсохшего морского дна, т.к. фиксирует его состояние на определенный период времени и включает обширный фактический материал.

Принципы выделения ландшафтов и их классификация, по мнению автора, соответствуют принципам В.Н. Николаева (1979): класс – подкласс – группа – тип – подтип – род – подрод – вид. Классификационная система, разработанная А.К. Курбаниязовым (2017), представлена в таблице 8. Судя по небольшому количеству выделенных видов ландшафта, автор имел в виду только приморскую часть дельты и обсохшей части авандельты Амударьи, на которую им была составлена карта (Курбаниязов, 2017).

Вид ландшафта – основная классификационная единица, представляющая элементарный

ландшафт, по определению А.К. Курбаниязова (2017, стр. 47-48), «…характеризуется единством природных процессов, обусловленных геологическим строением, новейшими тектоническими движениями, особенностями рельефа, почвенно-растительного покрова. Каждый из перечисленных видов представляет собой единое целое, характеризующееся временем и общностью происхождения и дальнейшего развития. В свою очередь данные природные комплексы состоят из целого ряда разнородных урочищ».

Таблица 8. Классификация ландшафтов обсохшего дна Аральского моря (Курбаниязов, 2017).
Table 8. Classification of landscapes of the Aral Sea dried-up bottom (Курбаниязов, 2017).

Единица классификации		**Диагностические признаки**	**Название**
1	класс	Горные или равнинные	Все Приаралье относится к равнинным ландшафтам центральной части Турана
2	подкласс	Возраст и генезис отложений	Низменные современные первично-аккумулятивные морские равнины
3	группа	Водно-геохимический режим, дренированность	Элювиальные, полугидроморфные и гидроморфные ландшафты
4	тип	Биоклиматические показатели	Пустынный
5	подтип		Северные пустыни
6	род	Геоморфологические особенности	Первично-аккумулятивная морская равнина
7	подрод	Генезис и литология покровных отложений	Песчаная и супесчано-суглинистая
8	вид	Совокупность однотипных по генезису и структуре индивидуальных урочищ	1. Слабопологие и плоские супесчано-суглинистые равнины с разреженными галофитными кустарниками на типичных солончаках в сочетании с однолетними солянками на луговых солончаках; 2. Слабоприподнятые слабонаклонные песчаные равнины с разреженными псаммофитами и галофитными группировками на засоленных песках; 3. Слабоволнистые супесчано-суглинистые равнины авандельты Амударьи с мезофильными, галофильными и псаммофильными кустарниковыми растительными сообществами на типичных и луговых солончаках; 4. Плоские супесчано-суглинистые и песчаные равнины с озерно-болотными комплексами, тростниковые заросли, сочетающиеся с тамарисчатниками на болотных почвах и луговых солончаках, галофитные и ксерофитные сообщества на типичных солончаках

Рассмотрение разработанной А.К. Курбаниязовым схемы классификации ландшафтов

показывает, что она несколько громоздка (9 уровней) и приемлема для более обширной территории и мелкомасштабного картографирования. Единицы классификации по приведенным критериям трудно находить и выделять на местности. Вся классификационная структура получилась несколько формальной. Недаром автор ограничился составлением ландшафтной карты на территорию приморской части дельты и обсохшей части авандельты Амударьи и не решился составить ландшафтную карту на всю территорию Аральской впадины (обсохшего дна моря).

Сказанное выше − не упрек А.К. Курбаниязову, а лишь понимание большой трудности решения задачи ландшафтной классификации. Огромная заслуга этого исследователя в том, что он последовательно и системно изложил обширный натурный материал и свои мнения по поводу современного состояния ландшафтов Аральской впадины. Из анализа данных А.К. Курбаниязов сделал очень своевременные и полезные выводы о том, что на обсохшем дне моря наблюдается единонаправленная тенденция становления и развития пустынообразования в широком масштабе и интенсивном темпе, которая еще не зафиксирована за последнее сто лет на Земном шаре. В связи с высокой динамичностью природных комплексов на обсохшей части дна моря в настоящее время они находятся на разных стадиях развития: на начальных этапах формирования, активно формирующиеся и сформировавшиеся.

Представляется весьма перспективным подход к классификации ландшафтов морского дна на основании геоструктурного подхода, предложенного в работе В.А. Попова (2017). На территории Аральской впадины автор выделяет основные геоструктуры (рис. 17): Арало-Кызылкумский (вал Архангельского) вал, пересекающий всю территорию морского дна с юга на север на западе Аральской впадины (от полуострова Куланды на севере до Муйнакского полуострова на юге); и расположенные по обе стороны от него две тектонические зоны с разным возрастом складчатого фундамента – западная (Устюртская) и восточная (Арало-Кызылкумская). Южная часть Большого моря Арала представляет собой территорию подводной дельты Амударьи, обнажившейся в результате падения уровня Аральского моря. В качестве подложки для схемы (рис. 17) использована цифровая модель рельефа морского дна Арала.

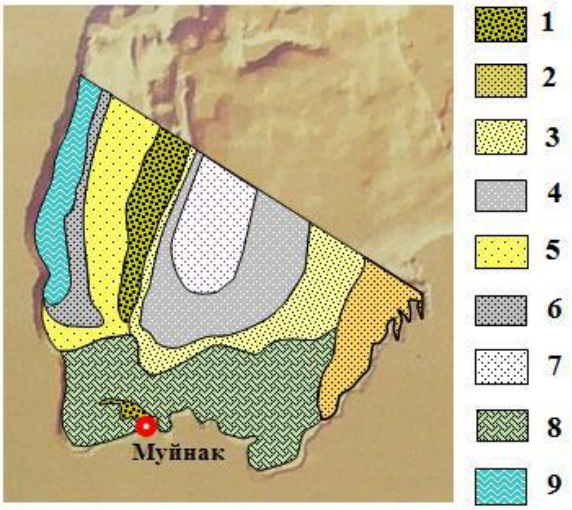


Рис. 17. Схема ландшафтной структуры узбекистанского сегмента обсохшего дна Аральского моря по состоянию на 2014 г. (Попов, 2017). *Условные обозначения*: 1 − повышенные участки Арало-Кызылкумского вала и его склоны, сложенные коренными породами, местами перекрытые перевеянными песками, 2 − отмелый, сильно расчлененный берег с реликтовым архипелагом песчаных островов, возвышающихся над засоленной и загипсованной поверхностью, 3 − первичноаккумулятивная равнина склона восточной впадины, сложенная преимущественно засоленными алевритами и песками, 4 − первично-аккумулятивная равнина склона восточной впадины, сложенная засоленными алевритами и глинами, перекрытая гипсосоляными корами, 5 − первично-аккумулятивная равнина склона западной впадины с комплексом перевеянных песков по повышениям и приморских солончаков по понижениям, 6 − первично-аккумулятивная равнина склона западной впадины, сложенная

преимущественно засоленными песками и алевритами, 7 − первично-аккумулятивная равнина днища восточной впадины, сложенная с поверхности засоленными глинами и глинистыми илами, перекрытыми гипсосоляными корами и подстилаемая песками, 8 − равнина авандельты Амударьи, сложенная песками, алевритами и глинами, 9 − остаточный водоем Аральского моря. **Fig. 17.** Scheme of landscape structure of the Uzbek segment of the Aral Sea dried-up bottom as of 2014 (Попов, 2017). *Legend:* 1 − elevated areas of the Aral-Kyzylkum shaft and its slopes, composed of bedrock and partially overlapped by sands, 2 − shallow, strongly dissected coast with a relict archipelago of sandy islands rising above the saline and gypsum surface, 3 − primary accumulative plain of the east depression slope, composed mainly of saline siltstones and sands, 4 − primary accumulative plain of the east depression slope, composed of salted silt and clay, overlaid with gypsum-based crust, 5 − primary accumulative plain of the slope of the west depression with a complex of sifted sands on the rise and coastal salt marshes on the decline, 6 − primary accumulative plain of the slope of the west depression, composed mainly of saline sands and silt, 7 − primary accumulative plain of the bottom of the east depression, composed of saline clays and clay silts on the surface, overlaid by salted clays and clay silt on the surface, with overlapping gypsum-salt crusts and underlying sands, 8 − plain of the front Amu Darya delta, composed of sands, siltstones and clays, 9 − residual reservoir of the Aral Sea.

Внутри границ основных ландшафтных единиц (геологических структур) могут быть выделены классификационные единицы следующего уровня, составляющие морфологические элементы этих структур. Дальнейшее разделение может идти по 4 литологическим типам (песчаные, глинистые, каменистые, солончаковые) и далее, самый нижний уровень – разделение элементарных ландшафтов на группы в зависимости от степени гидроморфныости. Кстати, последняя структура – бывшая подводная часть дельты Амударьи может быть рассмотрена с позиций стоковых систем, как предложено у М.Ш. Ишанкулова (1985).

Наличие подобных подводных структур подтверждается исследованиями С.К. Кривоногова (2009) в древней дельте Сырдарьи (рис. 18), активно освоенной человеком в Средние века и ушедшей затем под воду. По данным дистанционного зондирования, на сухом дне Аральского моря выявлены русла Сырдарьи и ее дельта, отражающие глубокую средневековую регрессию, сопоставимую с современной. Сырдарья в низовьях текла южнее, изменяя направление с северо-западного на западное в районе пос. Октябрь, и достигала побережья Арала в районе мыса Карашохат, т.е. на 20 км южнее ее современного устья. Далее река текла на запад по сухому дну моря на протяжении 100 км и образовывала дельту размером 22х22 км, оконечность которой упиралась в противоположный склон дна, принадлежавший полуострову Куланды. По гипсометрии края дельты установлено, что во время ее существования уровень Арала был около 29 м, т.е. глубина регрессии была сопоставима с современной. Однозначно дешифрируются и распознаются на местности бывшие русла Сырдарьи в пределах ее дельты: Жанадарья, Дарьялык, Инкардарья и Карадарья. Самые крупные из них − Дарьялык и Жанадарья.

Археологи обнаружили поселения и некрополи Кердери-1 и Кердери-2, расположенные недалеко от найденного русла Сырдарьи к северо-востоку от бывшего острова Барсакельмес. Поселения находятся на абсолютных отметках около 34 м. По археологическим признакам (Смагулов, 2002) памятники датированы XIV веком н.э., т.е. они созданы 600-700 лет назад.

В.А. Попов (2017) дал краткое предварительное описание ландшафтов Аральской впадины на основании информации, полученной путем анализа космических фотоснимков 2012-2014 гг. и полевых исследований, и привёл фото четырех основных литологически различных типов ландшафтов. На фото 3 а хорошо просматривается ландшафт песчаной пустыни с бугристо-грядовым рельефом, слабо закрепленной поверхностью отдельными кустами древесной растительности. Глинистая пустыня представлена на фото 3 б участком с

естественным зарастанием кустарниками. Участок солончаковой пустыни на фото 3 в лишен постоянной растительности, но соседствует с участком, уже закрепленным в ходе фитомелиоративных работ. Участок каменистой пустыни на фото 3 г также лишен не только растительности, но и мелкоземистого материала на поверхности плит.

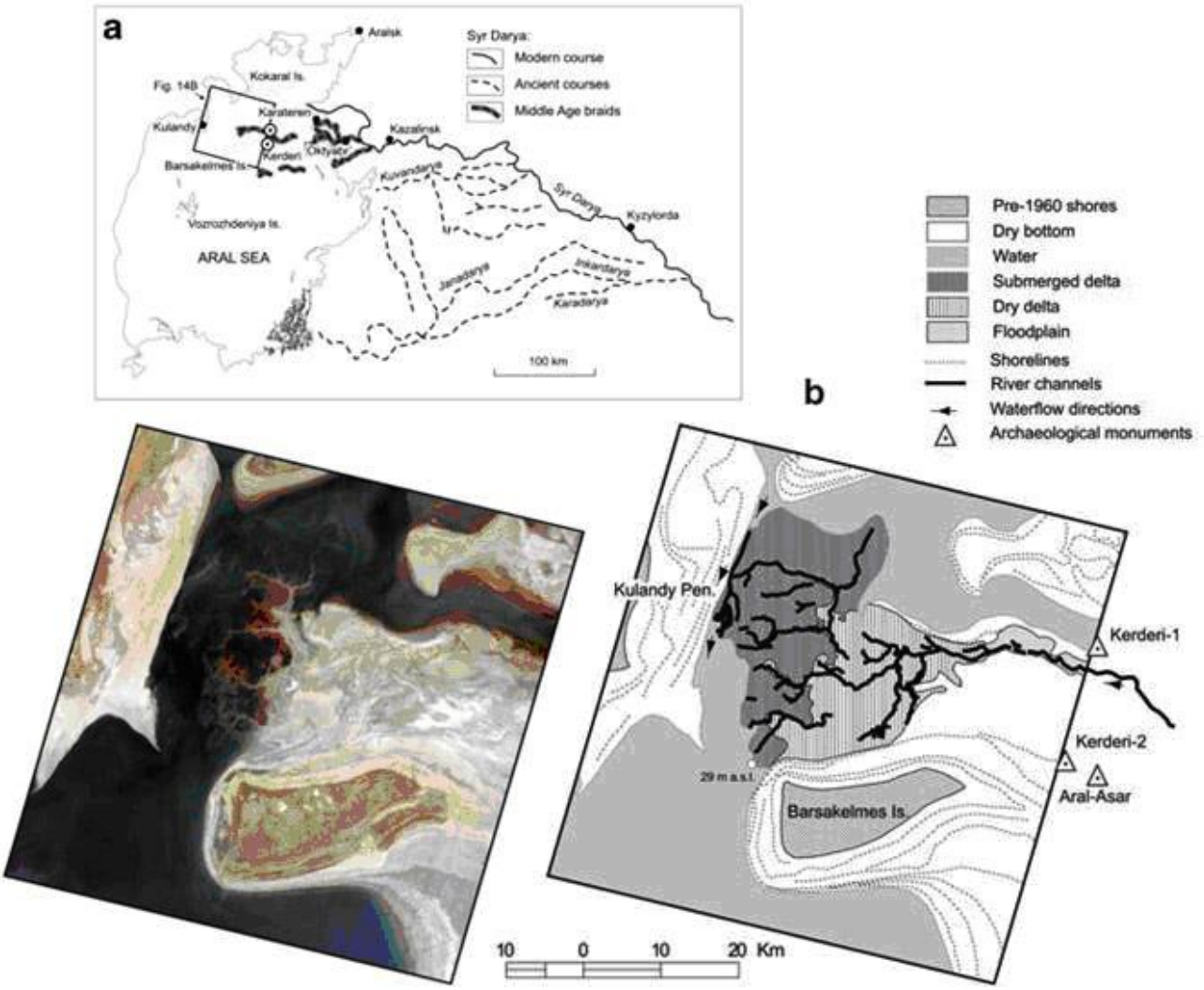


Рис. 18. Дельта Сырдарьи: a) основные русла и косы в Средние века, b) спутниковый снимок Астер 2004 года (слева) части дна Аральского моря между полуостровом Куланды и островом Барсакельмес и его интерпретация (справа) с протоками в средневековой дельте (Кривоногов, 2009). **Fig. 18.** The Syr Darya delta: a) its main courses and spits during the Middle Age, b) the ASTER satellite image of 2004 (left) showing a part of the Aral Sea bottom between the Kulandy Peninsula and Barsakelmes Island, and its interpretation (right) showing the delta during the Middle Age (Кривоногов, 2009).

В.А. Попов (2017) считает, что наиболее богатым ландшафтным и биологическим разнообразием на исследованной территории обладает Арало-Кызылкумский вал. Здесь наблюдается разнообразие форм рельефа, древесно-кустарниковой и травяной растительности (черносаксауловые, тамариксовые джузгуновые, тростниковые и другие сообщества), сформировались зооценозы, сходные по составу с группировками животных коренных островов Аральского моря и смежных с ним территорий (фото 4, 5).

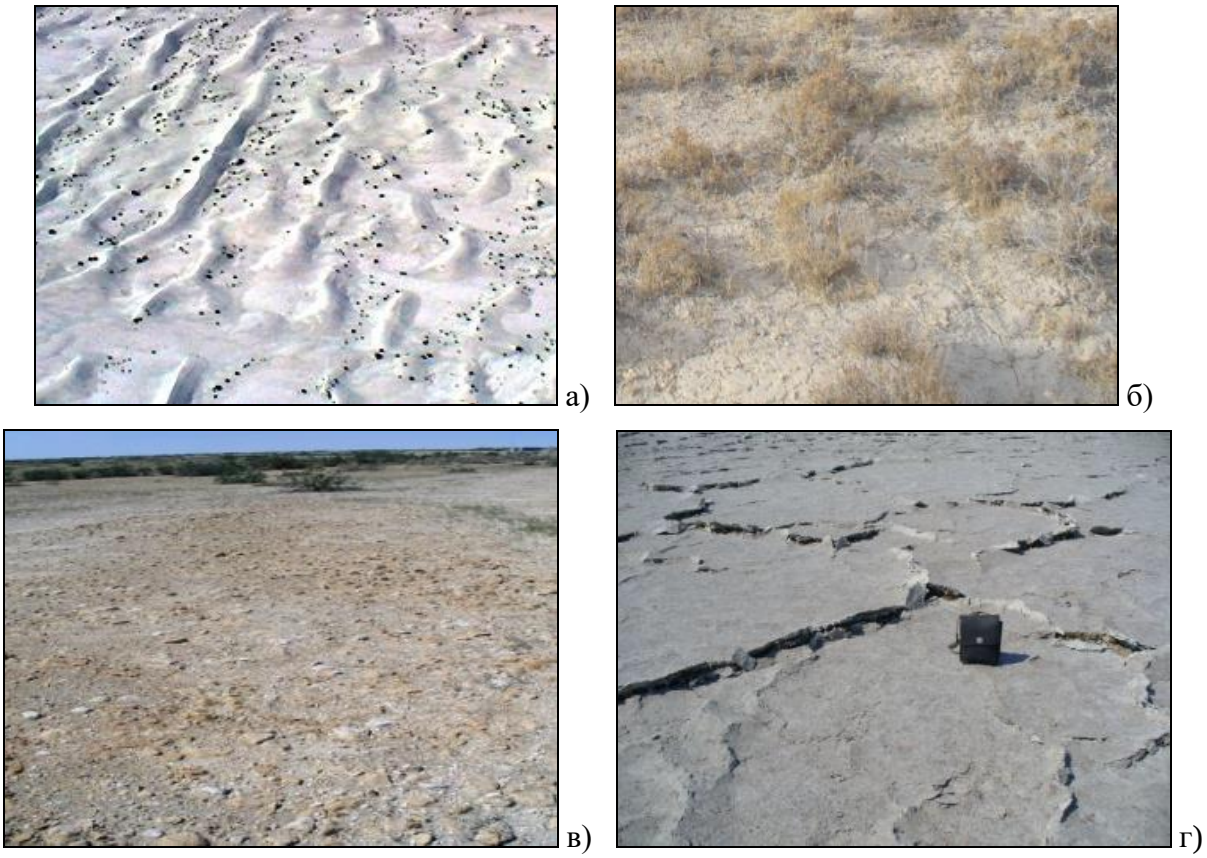


Фото 3. Лито-эдафические ландшафты Аральской впадины (Попов, 2017): а) песчаные, б) глинистые, в) солончаковые, г) каменистые. **Photo 3.** Litho-edaphic landscapes of the Aral basin (Попов, 2017): a) sandy, б) clay, в) saline, г) stony.

Фото 4. Саксауловые заросли на обсохшем дне у чинка Устюрта (Попов, 2017).
Photo 4. Saxaul thickets on the dry bottom of the Ustyurt chink (Попов, 2017).

Фото 5. Фитогенный бугор, образованный тамариксами (Попов, 2017).
Photo 5. Phytogenic hill formed by Tamarix (Попов, 2017).

Формирование почв на обсохшем дне моря происходит под влиянием специфических почвообразующих процессов, определяется пустынными климатическими условиями, способствующими его быстрой аридизации и во многом зависит от литологии донных отложений и характера береговой линии. Литология почвогрунтов, пустынный климат определяют повсеместное развитие процессов засоления. Последующий характер аридного воздействия способствует их рассолению и направленности почвообразующего процесса по зональному типу (Некрасова, 1979; Боровский и др., 1983; Можайцева, Некрасова, 1984).

В формировании почвенного покрова выделяли (Корниенко и др., 1983, 1985) три типа направления трансформации в зависимости от литологии донных отложений и дренированности территории. Для грунтов легкой литологии развитие эколого-генетического ряда почв идет по цепочке и сопровождается проявлением дефляционных процессов: маршевые солончаки → приморские солончаки → приморские почвы → приморские почвы с навеянным песчаным чехлом → пески → пустынные песчаные комплексы. На грунтах тяжелого литологического состава трансформация идет в основном вследствие галогеохимических процессов и формируется следующий эколого-генетический ряд: маршевые солончаки → приморские солончаки → такыровидные солончаки и такыровидные солонцевато-солончаковые почвы. Как видим, для обоих вариантов начальный этап развития сходен. Процесс преобразования маршевых солончаков в приморские протекает приблизительно в течение 3-4 лет и связан с изменением характера распределения солей в почвенном профиле и их накоплением в первой метровой толще. Уровень грунтовых вод при этом снижается с 0.5 до 1.5 м. Периодически промывной режим меняется на выпотной, а первоначально хлоридный тип засоления – на хлоридно-сульфатный и сульфатно-хлоридный. В недренируемых замкнутых лагунах маршевые солончаки трансформируются в солончаки соровые. Во всех вариантах развитие идет при смене гидроморфных условий на полугидроморфные и автоморфные. Существующие обобщения (Жалгасбаев и др., 1980; Жоллыбеков, 1990) не рассматривают всю территорию обсохшего дна и освещают ситуацию, характерную для конца прошлого века. Публикации о результатах исследований современных почв, сформировавшихся на обсохшем дне, и обобщение о закономерностях процессов их формирования с начала обсыхания и по

настоящее время пока нами не встречены.

Зарастание обсыхающего дна представляет собой важную научную проблему, которую можно рассматривать как разработку теории формирования первичных сукцессий в уникальных условиях обсыхающего дна. Эта научная проблема имеет важное практическое значение, поскольку установление факторов, влияющих на развитие процесса зарастания обсыхающего морского дна, рассмотрение его пространственно-временных проявлений и закономерностей, создает научную базу для прогнозирования естественного зарастания и открывает возможности управления ими. Иными словами, закрепление обсохшего дна растительностью сокращает вынос пыли и солей на прилегающие территории пустынных пастбищ и населенных пунктов и на практике необходимо для научного обоснования выбора экологически пригодных территорий и разработки методов проведения фитомелиорации и искусственного формирования пустынных пастбищ.

В первые два десятилетия падение уровня Аральского моря происходило медленно, поэтому на дневную поверхность выходили небольшие участки дна, шириной в первые десятки метров, сложенные преимущественно песчаными отложениями на всех типах побережья и визуально обозримые. По ним можно было проследить за ежегодной сменой глубины залегания верховодки, условий влагообеспеченности грунтов, засоления. Виды, закрепившиеся и адаптированные к условиям этого года в данном биотопе, на следующий год или через несколько лет оказывались совсем в иных условиях. Очень редко состояние среды сохранялось на следующий год, повторяло предыдущие годы. В благоприятных условиях происходила вспышка видового богатства и фитомассы, в неблагоприятных растения испытывали угнетение, отмирали, сменялись другими, нередко наступала пауза в зарастании, что стало обозначаться термином «пустошь». Общая тенденция трансформации условий среды во времени на каждом участке обсохшего дна сводится к тому, что в конкретном биотопе происходит заглубление грунтовых вод, накопление солей в верхних горизонтах, уменьшение влагообеспеченности, уменьшение элементов питания. В то же время далее с течением времени неизбежно происходит вынос солей из верхних горизонтов почв. В разных лито-эдафических условиях это происходит по-разному: на легких грунтах они удаляются с эоловым выносом, на тяжелых грунтах перемещаются на глубину. Направленные изменения условий среды, такие как изменение уровня грунтовых вод, соленакопления, выноса солей, влагообеспеченности грунтов, происходят взаимосвязано с формированием почв и обусловливают динамические процессы в растительности.

Исследования, проведенные на первых этапах обсыхания морского дна (Вухрер, 1979; Димеева, 1994, 1995; Димеева, Альмурзаева, 2004; Курочкина, 1979; Курочкина и др,, 1983, 1991; Кабулов, 1990; Кабулов, Новикова, 1982; Макулбекова, 1979), показали, что на всех типах побережий зарастание имело сходный характер: на вновь обсыхающем участке морского дна при близком залегании уровня грунтовых вод в течение нескольких лет произрастали однолетние солянки и несколько видов лебеды, имеющих кормовое значение и дающих большую надземную фитомассу. Но через некоторое время после заглубления грунтовых вод, сокращения влагообеспеченности и при сильном засолении поверхностных горизонтов начиналась длительная пауза в зарастании, и спустя длительное время после рассоления поверхности или навевания плаща песка вновь могли появиться однолетние солянки. В первое десятилетие падения уровня моря из-за того, что обнажались участки дна, сложенные преимущественно песчаными отложениями, здесь не всегда отмечалась пауза в зарастании; формировались сообщества галофильных кустарников (селитрянки сибирской – *Nitraria sibirica*; соляноколосника – *Halostachys belangeriana*, тамариксов – *Tamarix* spp.).

Как показывают наблюдения А.К. Курбаниязова (2017), территория морского дна, обсохшая после 1900 г. в районе дельты Амударьи, лишена естественной растительности. Л.А. Димеева с соавторами (2017) также отмечает, что особенно медленно формируется

растительность на части дна моря, обсохшего после 2000-х годов. На долгие годы обширные территории остаются без растительности, становясь источниками выноса пыли и солей. Одним из способов решения проблемы является искусственное закрепление пустошей – фитомелиорация.

Анализ процессов развития первичной сукцессии и формирования растительности на обсохшем дне моря с выделением узловых стадий и представлением основных вариантов серийных сукцессионных рядов представлен в более поздних работах (Вухрер, 1990; Вухрер, Брекле, 2003; Димеева, 2011; Aralkum …, 2012), после этапа накопления первичной информации. Все авторы едины по принципиальным вопросам подхода к анализу формирования растительности на обсохшем дне и используемой терминологии. Они считают, что развитие растительности на обсохшем дне является процессом опустынивания и ведет к формированию растительных сообществ пустынного типа. Сообщества, последовательно развивающиеся на конкретном данном участке от пионерной или инициальной стадии через сукцессионные к конечному климаксному сообществу, составляют серию. Сукцессионные серии фитоценозов в зависимости от лито-эдафических условий различаются начальными, конечными звеньями и представленностью узловых сообществ. Различают пасаммо-, пелито-, гало-, ксеро-, гидро- (потамо-) серии в зависимости от ведущего фактора сукцессии. При этом если в ходе первичной сукцессии климаксные сообщества в растительности уже сформировались, а в почвах еще нет, позиция растительности относится к квазиклимаксу.

Первичная сукцессия признана автогенной и на ранней стадии развития идет как сингенетическая (смены растительности определяется преимущественно внешними факторами), а на поздних – как эндоэкогенетическая (изменение среды и смены растительности идут преимущественно под влиянием растительности). Начальные стадии были детально описаны Л.Я. Курочкиной и В.В. Вухрером (1987). На стадии сингенеза выделяются: экотопическая группировка; простая группировка; сложная группировка; фитоценоз. Механизмом сингенетической сукцессии является конкурентное взаимоотношение между растениями при равноценных условиях среды для всех видов. Период сингенетических смен недолог и определяется степенью выраженности экзо- или эндоэкогенеза. Таковы теоретические позиции, сформулированные Л.Я. Курочкиной и В.В. Вухрером (1987) и создавшие научную базу для обобщения данных длительного ряда натурных наблюдений на ряде трансект (Баян, Барса-Кельмес, Каска-Кулан и др.), организованных казахскими учеными от побережья вслед за отступающим урезом воды в режиме мониторинга с первых лет падения уровня моря.

Представляют несомненный научный интерес и особенно ценны в методическом плане работы Л.А. Димеевой (2007, 2011) по первичным сукцессиям на обсыхающем дне моря. Довольно часто обширные массивы данных, накопленные в ходе многолетних наблюдений, остаются невостребованными и пропадают из-за отсутствия методических подходов к их анализу и оценке. Так произошло с многочисленными комплексными наблюдениями на топо-экологических профилях, начатых в 1970-х годах, с почвенными данными.

В начале исследований динамики природных комплексов в условиях под влиянием падения уровня моря на топо-экологических профилях условно было принято считать, что пространственный ряд смен является прообразом смен во времени, т.е. пространственный ряд принимался за временной. Л.А. Димеева (2007) подошла к обобщению накопленных на топо-экологических профилях данных по-другому: она стала рассматривать в качестве сукцессионного (временного) ряда серийные сообщества, которые формировались и наблюдались в разные годы на одной и той же конкретной площадке. В рассматриваемой нами работе Л.А. Димеевой (2007) использованы данные, накопленные за 20 лет наблюдений при участии автора на трансекте «Баян» на северо-восточном побережье Аральского моря в

10 км юго-западнее устья Сырдарьи. Наблюдения начались с 1981 г. на фиксированных экологических участках, расположенных на разном расстоянии от уреза воды к коренному берегу.. В анализ вовлечены данные по 2001 г., т.е. последние наблюдения представляют результат естественного формирования растительности за 37 лет субаэрального развития этой территории.

Важным методическим приемом является создание сводных таблиц со списком видов, встреченных за все время наблюдений на стационарных точках наблюдений. В таблицу вносятся данные по проективному покрытию каждого вида в каждом году наблюдения, от первых лет к последним, в порядке возрастания. Анализ подобных таблиц позволяет: 1) рассмотреть изменение участия каждого вида в сообществе во времени, 2) установить доминирующие виды, видовой состав и экологическую структуру сообщества в каждый год наблюдения и выделить периоды их длительного существования, 3) выявить смену сообществ во времени, 4) использовать таблицу для разных видов анализа и применять различные приемы обработки для представления процессов трансформации сообществ через различные показатели для оценки тенденций изменения во времени. В рассматриваемой публикации Л.А. Димеевой (2007) не приведены аналогичные таблицы со значениями по годам параметров экологических условий: механического состава, засоления почвогрунтов, глубины залегания и менерализации грунтовых вод, – эти показатели в работе использовались для интерпретации смены видового состава в ходе сукцессии и при определении типа первичной сукцессии.

Важным методическим подходом к изучению протекания сукцессии в работе Л.А. Димеевой (2007) является использование показателей и расчетных индексов. *Видовое богатство* сообществ показывает изменение числа видов на площадке во времени и рассчитывается по таблице (через присутствие-отсутствие). *Сформированность сообщества* оценивает индекс Шеннона, значение которого возрастает как при увеличении числа видов, так и при увеличении равенства фитоценотической роли между ними. Иными словами, индекс Шеннона тем выше, чем выше общее число видов и чем выше доля тех из них, которые представлены значительным проективным покрытием, т.е. чем ниже разница в фитоценотической роли видов. *Глубина ежегодных перемен* в растительных сообществах соседних лет оценивается на основе сходства их флористических списков через коэффициент Съеренсена. Индекс Съеренсена изменяется от 0 до 1. Он тем выше, чем больше сходство видового состава между двумя сравниваемыми списками.

Используя сформированные представления о первичных сукцессиях, Л.А. Димеева (2007) выделила на рассматриваемом профиле «Баян» 3 типа: *псаммосерию* – первичную сукцессию на песчаных отложениях с псаммофитнокустарниковой растительностью на позднесукцессионных стадиях; *галосерию* – на засоленных отложениях тяжелого механического состава, развивающуюся в направлении формирования галофитнополукустарничковой растительности; *потамосерию* – на засоленных отложениях с формированием сообществ, сложенных видами кустарников, характерных для тугайной растительности (Potamothyta по классификации З.А. Майлун (1973)).

Псаммосерия сформировалась на незасоленных песках (остаток солей 0.02-0.06%). Слабосолоноватая (1.2-1.4 г/л) грунтовая вода в 1990 г., по данным В. Вухрера, была на глубине 130-220 см. Ведущим процессом, определяющим динамику разреженных растительных сообществ ранее и в настоящее время, все еще остается экзогенный – эоловый, с аккумуляцией и дефляцией. По таблице 9 видно, что со временем в сообществе постепенно возрастает роль кустарников.

На 23-й год сукцессии эремоспартон (*Eremosparton aphyllum*) начинает играть роль субдоминанта селинового (*Stipagrostis pennata*) сообщества, а с 28-го года является доминантом селиново-эремоспартонового сообщества (фото 6). Роль жузгуна (*Calligonum*

crispatum) длительное время (более чем 30 лет) незначительна, но на 37-й год сукцессии он начинает играть роль субдоминанта.

Таблица 9. Видовой состав растительных сообществ на дне моря, обсохшем в 1964 году (Димеева, 2007). **Table 9.** Species composition of plant communities on the bottom of the sea that dried up in 1964 (Димеева, 2007).

Годы наблюдений	**1981**	**1982**	**1983**	**1984**	**1985**	**1986**	**1987**	**1989**	**1990**	**1992**	**1994**	**1998**	**1999**	**2001**
Годы сукцессии	17	18	19	20	21	22	23	25	26	28	30	34	35	37
Число видов	10	10	12	10	12	11	12	10	10	11	13	10	7	7
Общее проективное покрытие, %	**24.0**	**24.0**	**26.2**	**26.4**	**26.6**	**26.9**	**33.0**	**32.8**	**32.0**	**31.7**	**35.2**	**21.0**	**21.5**	**43.7**
Проективное покрытие вида, %														
Stipagrostis pennata	**20.0**	**20.0**	**20.0**	**20.0**	**20.0**	**20.0**	**20.0**	**20.0**	**20.0**	10.0	10.0	4.0	1.0	3.0
Eremosparton aphyllum	2.0	2.0	4.0	4.0	4.0	4.0	10.0	10.0	10.0	**20.0**	**20.0**	**10.0**	**10.0**	**15.0**
Leymus racemosus	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.1	0.1	0.1			
Lycium ruthenicum	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.1	0.1	0.1	0.5	1.0	7.0
Calligonum crispatum	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	2.0	4.0	5.0	**12.0**
Lactuca tatarica	0.1		0.1	0.1	0.1							0.2		
Salsola paulsenii	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.5	
Corispermum aralo-caspicum	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	1.0	0.1	1.0	0.5
C. hyssopifolium	0.1	0.1		0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	1.0	0.1		
Atriplex pratovii	0.1		0.1											
Convolvulus subsericeus		0.1												
Astragalus brachypus		0.1	0.1	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.1			
A. lehmannianus			0.1											
Chondrilla brevirostris			0.1		0.1	0.5	0.5	0.5	0.5		0.5	2.0	3.0	6.0
Linaria dolichoceras					0.1		0.1							
Horaninovia ulicina										0.1				
Anisantha tectorum						0.1	0.1			0.1	0.1			0.2
Lappula semiglabra											0.1			
Senecio noeanus											0.1			

Как видим, произошли две смены серийных растительных сообществ: одно с доминированием селина (*Stipagrostis pennata*) в 1992 г. сменилось другим с доминированием эремоспартона (*Eremosparton aphyllum*), а в 2001 г. доминирование перешло к жузгуну (*Calligonum crispatum*). При этом число видов на площадке, длительное время колебавшееся около 10, в последние два года уменьшилось, а общее проективное покрытие в сообществе увеличилось в сравнении с началом наблюдений почти вдвое. По-видимому, можно считать, что с 2001 г. произошел переход от инициальных стадий сукцессии к древесно-кустарниковому этапу, который на других участках происходит на 35-40-й год сукцессии. Эндогенные процессы до сих пор еще не проявили себя.

Использование показателей и расчетных индексов позволило проследить за изменением характеристик протекающей сукцессии во времени (рис. 19). Видовое богатство имеет незначительную тенденцию к снижению, выравненность распределения, оцененная по индексу Шеннона, свидетельствует о совершенствовании внутренней структуры сообщества и прогрессивном ходе сукцессионного развития. Изменение сходства видового состава сообществ, оцениваемое на основании коэффициента Съеренсена, говорит о тенденции его роста в многолетней динамике и в последние годы. Иными словами, псаммофитная сукцессия имеет общую тенденцию к стабилизации и усложнению внутренней структуры.

Галосерия (табл. 10). Основными признаками условий развития растительности галосерии являются сильное засоление и тяжелый механический состав грунтов. Этот тип сукцессии на обсохшем дне Аральского моря должен быть наиболее распространенным. На трансекте Баян засоление поверхностных горизонтов варьирует от 1.7 до 7.2%. Грунтовые воды залегают на глубине 1.2-2.3 м, их минерализация составляет 32-34 г/л (Вухрер, 1990).

Как показывает таблица 10, за время наблюдения произошла смена трех серийных сообществ: на 5-й год сукцессии однолетниковое солеросовое (*Salicornia europaea*), сообщество, сформированное в период первичного зарастания, сменилось по мере обсыхания субстрата климакоптеровым (*Climacoptera lanata*). Дальнейшее иссушение и засоление субстрата приводит к угнетению всех видов первых сообществ и некоторой паузе в развитии растений с 8-го по 12-й годы сукцессии.

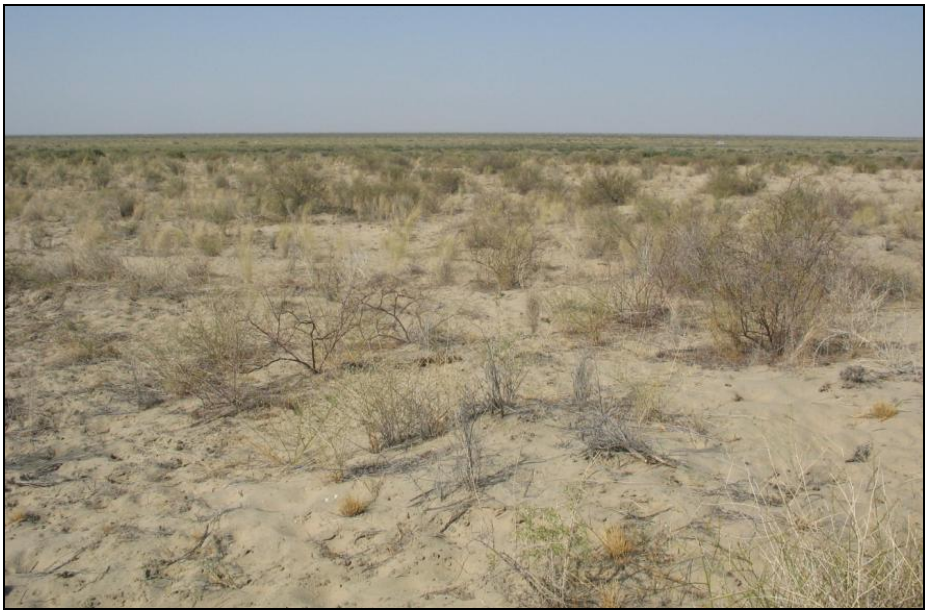


Фото 6. Псаммофильнокустарниковое сообщество в сентябре 2006 г. (Димеева, 2011). **Photo 6.** Psammophylic shrub community in September 2006 (Димеева, 2011).

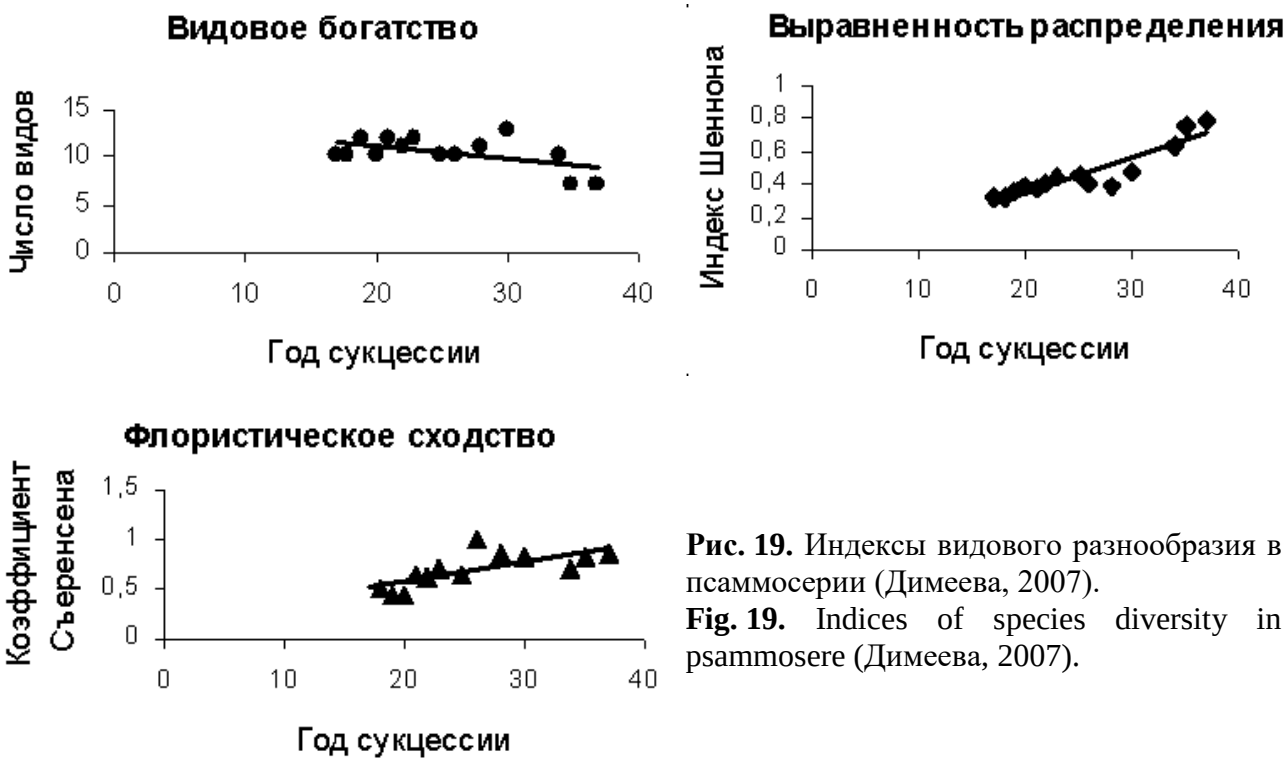


Рис. 19. Индексы видового разнообразия в псаммосерии (Димеева, 2007).
Fig. 19. Indices of species diversity in psammosere (Димеева, 2007).

В этот период засоление продолжает возрастать, и далее с начала доминирования солянколосника (*Halostachys belangeriana*) начинается кустарниковая стадия в развитии сукцессии в течение пяти лет, пока на смену солянколоснику не приходит самый солеустойчивый вид – полукустарничек сарсазан (*Halocnemum strobilaceum*). На 17-й год сукцессии он становится субдоминантом, а на 21-й – доминантом, а солянколосник – субдоминантом.

Т.к. рассмотренная галосерия развивается по градиенту возрастания засоления грунтов, уменьшения влагообеспеченности и усиления физиологической недоступности влаги, количество видов и проективное покрытие флуктуируют – возрастают на некоторое время после появления нового доминанта и затем снижаются перед сменой его новым. За весь период наблюдений на участке были зарегистрированы 37 видов.

Показатели и рассчитанные индексы видового богатства и усложнения внутренней структуры сообществ (рис. 20) имеют тенденцию к снижению в ходе развития сукцессии. Это в первую очередь определяется общей тенденцией ухудшения экологических условий для произрастания растений и тем, что к условиям сильнейшего засоления адаптировано лишь небольшое число видов и сообщества представлены малым числом видов и их незначительным обилием. Можно сделать вывод и о том, что до конца наблюдений в динамике сообществ ведущую роль играет экзогенные факторы (засоление и недостаток доступной влаги).

Дальнейшее развитие этой сукцессии, по мнению Л.А. Димеевой (2007), зависит от изменения глубины грунтовых вод. При их понижении ниже 3 м сарсазан испытывает угнетение, а при 4-5 м отмирает. При установлении автоморфного режима почв и развитии солонцового почвообразования на смену сарсазановым сообществам придут биюргуновые сообщества, широкое развитие которых характерно для коренных берегов северного побережья Аральского моря.

Таблица 10. Видовой состав растительных сообществ в галосерии (1977 г. − начало субаэрального развития; Димеева, 2007). **Table 10.** Floristic composition of plant communities in halosere (subaeral stage begins in 1977; Димеева, 2007).

Годы наблюдений	**1981**	**1982**	**1983**	**1984**	**1985**	**1989**	**1994**	**2001**
Годы сукцессии	4	5	6	7	8	12	17	21
Число видов	17	21	18	23	16	9	14	12
Проективное покрытие (%)	**57.0**	**13.5**	**15.0**	**20.0**	**3.0**	**16.0**	**27.0**	**60.6**
Вид / проективное покрытие								
Salicornia europaea	**30.0**	0.2	0.1	0.1	0.1			
Senecio noeanus	8.0	0.2	0.1	0.1	0.1			0.3
Polygonum aviculare	5.0			0.1			0.1	
Tamarix laxa	0.5	0.5	0.2	1.5	0.5			
T. hispida	0.5	**2.0**	1.5	3.0	0.5			1.0
Lactuca tatarica	8.0	0.2	1.0	0.3				
L. serriola	0.2	0.2		0.4				
Lycium ruthenicum	0.5	0.5	1.0	2.0	0.4		0.1	
Limonium otolepis	0.5	0.2		0.1		0.2	0.1	
Cynanchum sibiricum	0.3	1.0	0.2	0.4				
Climacoptera lanata	2.0	**5.0**	**5.0**	**7.0**	0.1			
Phragmites australis	0.2	0.2	0.2	0.4	0.1			
Frankenia hirsuta	0.2	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	
Atriplex pratovii	0.2	0.2		0.1	0.1	0.2	2.0	
Eremopyrum orientale	0.1	0.2						
Gypsophila perfoliata	0.3		0.2					
Tamarix ramosissima	0.5	1.0	1.0	0.1				
T. elongata		0.3						
Atriplex sphaeromorpha		0.2	0.2	0.3				
Aeluropus littoralis		0.2		0.1	0.1			
Karelinia caspia		0.3	0.2	0.3	0.1	0.1		
Bassia hyssopifolia		0.2					0.2	
Suaeda crassifolia		0.2	0.2			0.1		
Halostachys belangeriana		0.3	0.3	0.3	0.1	**15.0**	**15.0**	**10.0**
Climacoptera aralensis			**2.0**	**2.5**	0.1	0.1	0.1	1.0
Petrosimonia triandra			1.5	0.4	0.1		0.1	
Salsola australis				0.3	0.1		0.1	
Suaeda acuminata				0.1				1.0
Nitraria schoberii					0.4		0.1	
Halocnemum strobilaceum						0.1	**7.0**	**40.0**
Kalidium foliatum						0.1	1.5	
Ofaiston monandrum							0.5	0.5
Petrosimonia brachiata								0.5
Lappula semiglabra								0.2
Strigosella circinata								5.0
S. africana								0.1
Salsola nitraria								1.0

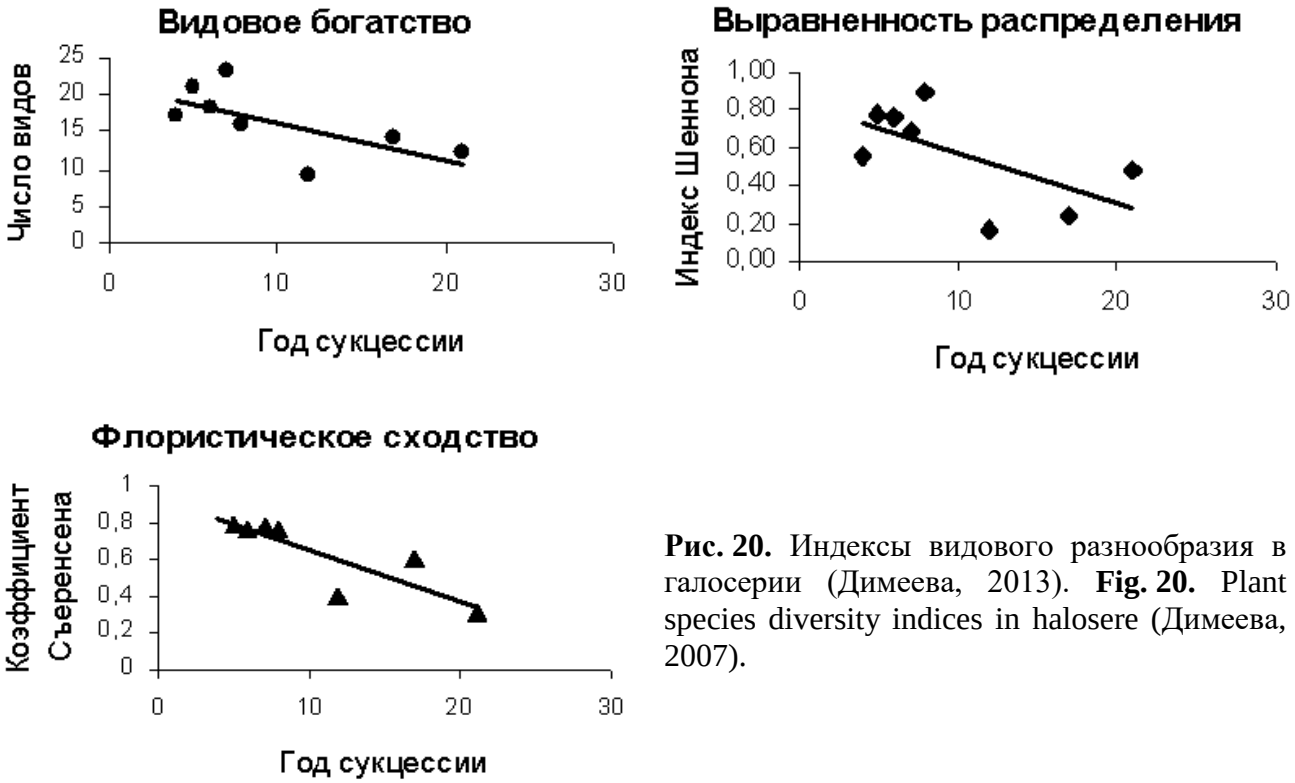


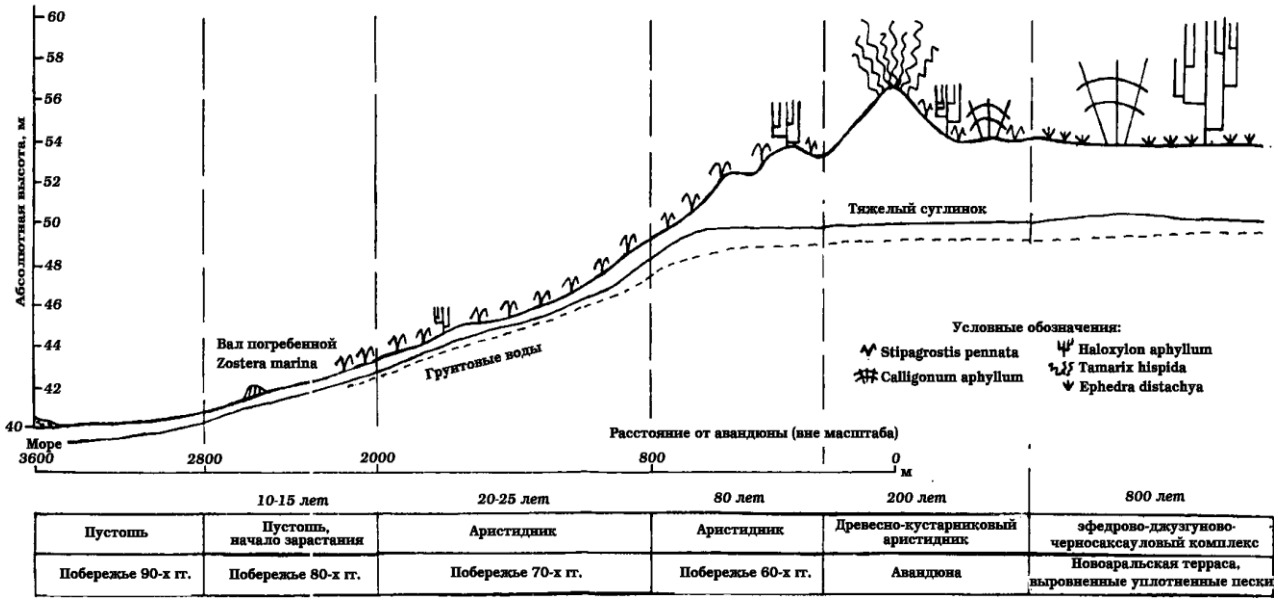
Рис. 20. Индексы видового разнообразия в галосерии (Димеева, 2013). **Fig. 20.** Plant species diversity indices in halosere (Димеева, 2007).

Изучение изменения структурно-функциональной организации экосистем и преобразование абиотической среды экосистем их биотой в ходе сукцессии выполнено И.В. Панкратовой (2007, 2002). Эти работы стоят особняком и уникальны по содержанию. Исследования проводились с конца 70-х до середины 90-х годов на о. Барсакельмес (Северное Приаралье), на трансекте, проходящей от уреза воды на обсыхающем морском дне, песчаном пляже и побережье (рис. 21). На протяжении двадцати лет в разные феноклиматические сезоны, охватывающие период вегетации растений, изучался микроклимат растительных сообществ, динамика их фитомассы, водный режим узловых сообществ псаммофитной сукцессии. Исследования проводились на участках, располагающихся на разном расстоянии от уреза воды и имеющих разный возраст субаэрального развития (рис. 21). Впервые получены количественные характеристики экологических режимов экосистем в процессе зарастания песчаного побережья северного Приаралья, свидетельствующие об их стабилизации. Получены оригинальные данные по динамике продуцирования ассимиляционной фитомассы сообщества в ходе развития растительного покрова, которое отражается на водном режиме сообществ.

Результаты исследования водного режима доминантов и продуцируемой ими фитомассы позволили рассчитать суточный и сезонный запас воды, ее расход на транспирацию и скорость водообмена растительным сообществом. Вычисления проводились по методике И.Н. Бейдеман и В.Н. Паутовой (1969).

Растительность активно участвует в трансформации биотопов (миграции и аккумуляции солей, формировании почв, микроклимата и прочих условий существования других организмов – полезных и опасных для человека). Как показали исследования (Панкратова, 2002, 2007), влияние растений на среду проявляется уже на 5-й год сукцессии и выражается в формировании микроклимата в растительных группировках, отличающегося по сравнению с его характеристиками на неосвоенной растительностью пустоши; и в создании активного биологического круговорота веществ: накоплении ассимилирующими органами воды и

солей из почвы и аккумуляции их на поверхности, отложении солей на поверхности почвы в результате накопления солей во время транспирации в тканях и накоплении на поверхности после отмирания однолетников. Оказалось, что расход воды на транспирацию и запасы ее в фитомассе серийных сообществ в ходе сукцессии уменьшается: у растительных сообществ на заключительных стадиях сукцессии формируется более экономный водный обмен. Влагооборот в субклимаксовых сообществах ниже почти в три раза, чем в сообществах на начальных этапах сукцессии.



	10-15 лет	20-25 лет	80 лет	200 лет	800 лет
Пустошь	Пустошь, начало зарастания	Аристидник	Аристидник	Древесно-кустарниковый аристидник	эфедрово-джузгуново-черносаксаульовый комплекс
Побережье 90-х гг.	Побережье 80-х гг.	Побережье 70-х гг.	Побережье 60-х гг.	Авандюна	Новоаральская терраса, выровненные уплотненные пески

Рис. 21. Ключевые участки наблюдений за функциями растительности на трансекте песчаного побережья о. Барсакельмес (Панкратова, 2007). **Fig. 21.** Key sites where vegetation functions were observed on a transect of the sandy coast of the Barsakelmes Island (Панкратова, 2007).

Сообщества первых этапов зарастания – аристидники (*Stipagrostideta* sp.) побережий 70-80-х и 60-х годов характеризуются интенсивным расходом воды на транспирацию, который превышает ее запасы в листовой фитомассе сообществ в 1.5-2 раза. Скорости воодобмена здесь высокие и по годам значительно колеблются. Поэтому тип водного режима в аристидниках побережья 70-х и 60-х годов нестабильный и неэкономный.

На авандюне в древесно-кустарниковых сообществах происходит постепенная смена типа водного режима. Запас воды в ассимилирующей части фитоценозов почти равен ее расходу на транспирацию. Скорость водообменных процессов в сравнении с предыдущим сообществом замедляется в 2-2.5 раза. Таким образом, на авандюне происходит изменение типа водного режима в сторону стабилизации.

На выровненных уплотненных песках в сообществах эфедрово-джузгуново-черносаксаулового комплекса общий расход воды на транспирацию меньше, чем ее запас в ассимиляционных органах в 2 раза. При этом объем испаряемой воды увеличивается в 60 раз в сравнении с сообществами начальных стадий зарастания, а скорость водообмена уменьшается в 4 раза. Снижается и амплитуда ее колебаний по годам. То есть водный режим в субклимасовых сообществах становится экономным и стабильным.

Выводы к разделу

Научные исследования показали, что участки обсохшего дна моря, вступившие в субаэральный этап развития позже 1990 г., до сих пор остаются солончаковой пустошью,

зарастание остальной территории идет преимущественно по галоморфному типу, сформированные естественные сообщества находятся на начальных стадиях сукцессии. Ведущим фактором современной динамики растительности выступают все еще экзогенные процессы – эоловые, галогеохимические, гидроморфные. К настоящему времени разработано научное обоснование, понятийный аппарат и теория развития основных типов первичных сукцессий на участке дна Аральского моря, обсохшем в первые десятилетия падения уровня: в период 1970-1990 гг. Для каждого из основных типов сукцессии выстроены экологически обоснованные ряды серийных сообществ, видовой состав и структура завершающих типов климаксов. Разработана методика сбора данных, их анализа и показатели для оценки развития конкретных сукцессионных рядов. Большая заслуга в организации и проведении исследовании, разработке теоретических позиций принадлежит, прежде всего, ученым Л.Я. Курочкиной, В.В. Вухреру, Л.А. Димеевой, W-S. Breckle. В связи с тем, что сукцессионные процессы еще не закончены, остается задача по ведению мониторинга за ними и анализу с оценкой достигнутых стадий развития. А для их выделения крайне необходимо разработать показатели. Таким образом, нет сомнений, что дальнейшие геоботанические исследования должны вестись в тесной связи с изучением становления почв в рамках изучения формирования ландшафтов.

В самом начале исследований по Аральской проблеме было высказано мнение, что на обсохшем дне моря будут формироваться растительные сообщества по типу пустынных. То, что это происходит именно так, подтверждают исследования Л.А. Курочкиной (1979; Курочкина и др., 1991), Л.А. Димеевой (2007, 2011; Димеева и др., 2008), показавшие, что флора на обсохшем дне Арала является типичной для Туранских пустынь в этом регионе, и в ходе первичной сукцессии за период от 60 до 17 лет сформировались растительные сообщества по составу и структуре близкие целинной растительности прилегающих пустынь. Еще более убедительным подтверждением этого мнения являются результаты, полученные Л.А. Димеевой с соавторами (2008) при изучении форы на территории обсохшего дна моря, свидетельствующие, что по своей структуре она близка структуре флоры туранских пустынь, охарактеризованной в работе Н.М. Новиковой (1977). В настоящее время в пустыне Аралкум на территории Казахстана зарегистрировано (Димеева и др., 2008) 342 вида высших растений, относящихся к 43 семействам и 170 родам. К ведущим семействам относятся: Chenopodiaceae (83 вида), Asteraceae (45), Polygonaceae (36), Brassicaceae (32), Fabaceae (22), Poaceae (19), Boraginaceae (13), Tamaricaceae (9), Ranunculaceae (7), Cyperaceae (5), Apiaceae (5). Среди жизненных форм преобладают однолетники (41.5%), травянистые многолетники (31.9%) и кустарники (16.7%). Анализ геоэлементов выявил, что наиболее представленная группа видов связана с территорией Древнего Средиземья (116 видов, 33.9%). Туранские и ирано-туранские виды составляют 15.8 и 13.7% флоры. Северотуранские виды (включая 19 эндемиков Казахстана) насчитывают 36 видов (10.5%). Автохтонные аральские и арало-каспийские виды (9) составляют 2.6%.

Проведенные исследования показали, что эволюция природных комплексов обсохшего дна моря – важнейшая составляющая Аральского кризиса, далека от завершения, и, вероятно, наряду с динамикой остаточных водоемов, будет еще длительное время находиться в зависимости от колебания притока речных и сбросных вод к ним, и это будет продлевать существование Аральского кризиса на неопределенно долгое время.

Фитомелиорация обсохшего дна моря

Работы по фитомелиорации начались в 90-е годы (т.е. после 1980 до 1990 гг.) с попыток закрепления подвижных песков на обсохшем дне моря в авандельте Амударьи. Большие опытно-экспериментальные работы по облесению обсохшего дна моря проведены Узбекским

научно-исследовательским институтом лесного хозяйства. Первые результаты этих исследований, проведенные Н.Е. Кокшаровой и Г.Н. Исаковым (1985), показали их высокую эффективность. Защитные насаждения на супесчаных почвогрунтах и подвижных песках обсохших Рыбацкого и Муйнакского заливов создавались из местной флоры, произрастающей в этом районе, путем посева семян и посадки черенков черного саксаула (*Haloxylon aphyllum*), черкеза Рихтера (*Salsola richterii*), жузгуна (*Calligonum* spp.), гребенщика (*Tamarix* spp.). Посадки проводились одновременно с закреплением рельефа. Опыты показали, что лимитирующими факторами для видов, использованных для фитомелиорации, является засоление верхнего горизонта (0.5-1 м), глубина залегания и минерализация грунтовых вод и степень расчлененности поверхности. На подвижных песках (от низких бугров до высоких барханов) необходимо предварительно проводить фиксацию поверхности.

Фитомелиоративные работы на узбекской части обсохшего дна Аральского моря и нижней части дельты практически не прекращаются. Узбекское государственное лесоустроительное и проектно-изыскательское предприятие «Урмонлойиха» в 1990 году разработало «Схему агролесомелиоративных мероприятий на осушенном дне Аральского моря», при этом изысканиями было охвачено 600 тыс. га. В интернете на сайте «Интерактивная карта лучших практик по использованию водных, земельных и энергетических ресурсов, а также окружающей среды Центральной Азии» от 08.09.2017 размещена информация о Проекте «Создание защитных лесных насаждений на осушенном дне Аральского моря» (2017), в которой говорится, что Нукусский филиал Исполнительного комитета Международного фонда спасения Арала, Главное управление лесного хозяйства при Министерстве сельского хозяйства Республики Узбекистан реализует проект по созданию лесозащитных полос с 1993 по 2021 гг., а также приведены цели и используемые технологии.

С 2000 года к этой работе подключились международные организации, в частности Германское общество по международному сотрудничеству (GTZ), Международный Фонд спасения Арала, Всемирный Банк, Глобальный Экологический Фонд (GEF), Экологический фонд Японии, Посольство Японии в Казахстане и другие. За последние 15-20 лет, по данным данные Управления лесного хозяйства республики Узбекистан, лесоводы Каракалпакстана провели лесомелиоративные работы на осушенной части Аральского моря на 225478 га. До настоящего времени в целях улучшения экологического состояния в зоне Приаралья осуществлены лесопосадки на площади около 740 тыс. га, в том числе на осушенном дне Арала − 310 тыс. га. По данным Научно-информационного центра Межгосударственной координационной водохозяйственной комиссии (Аральское море и Приаралье, 2017), площадь самозарастания лесных насаждений составляет почти 200 тыс. га. Всего площадь лесопосадки на осушенном дне Арала с учетом процессов самозарастания составляет почти 500 тыс. га, а площадь обсохшего дна моря − 4.7 млн. га, и у соответствующих ведомств не хватает ни денежных, ни людских ресурсов для более широкомасштабных мероприятий.

На казахской части обсохшего дна перспективы фитомелиорации были рассмотрены в работах ученых (Курочкина, 1979; Курочкина, Макулбекова, 1984, Курочкина и др., 1991), а затем в 1988 г. были начаты первые производственные посадки. С этой целью сотрудники Казахского научно-исследовательского института лесного хозяйства разработали технологию лесопосадок (Каверин и др., 2005), и уже в 1994 г. было создано 54 тыс. га лесных насаждений. По результатам исследований были выделены 4 категории лесорастительных условий (Каверин, Салимов, 2000; Meirman et al., 2001).

1. *Хорошие лесорастительные условия* – участки с песчаными и супесчаными отложениями. Максимальное засоление почвогрунтов − от 0.76 до 1.05%, содержание Cl – 0.06-0.33%, SO_4 – 0.27-0.66%. Уровень грунтовых вод (УГВ) − 1.5-2 м с минерализацией до 45 г/л. На таких грунтах успешно растут саксаул и гребенщик.

2. *Удовлетворительные лесорастительные условия* – приморские супесчаные и

суглинистые почвы равнин с навеянным песчаным чехлом. Максимальное засоление − от 1.52 до 3.5%, Cl – 0.43-1.1%, SO_4 – 0.6-1.3%. УГВ − 1.8-3.2 м, минерализация − до 65 г/л.

3. *Условно лесопригодные условия* – участки, сложенные суглинкми и глинами. Максимальное засоление − 2.1-7.52%, Cl – 0.67-2.10%, SO_4 – 0.7-3.0%. УГВ − 1.8-2.3 м, минерализация − 50-65 г/л.

4. *Сложно лесопригодные* – участки с подвижными перевеваемыми песками (движущиеся барханы). Максимальное засоление − 1.52%, Cl – 0.50%, SO_4 – 0.52%. Параллельно необходимы мероприятия по фиксации подвижного грунта.

Позже опыты по фитомелиорации были продолжены по проектам, поддержанным ЮНЕСКО, Министерством науки и технологии Германии (BMBF). В осенний период в 1997 г. на корковых и пухлых солончаках был проведен посев 17 видов галофитов, произрастающих в естественных условиях на территориях, примыкающих к экспериментальным участкам. На солончаках тяжелого гранулометрического состава с содержанием солей в верхних горизонтах до 24.5% и в нижележащих корнеобитаемых горизонтах 1.91-3.11%, к осени сохранились и достигли генеративной стадии 4 вида однолетних солянок: *Climacoptera aralensis, Halogeton glomeratus, Atriplex pratovii, Suaeda acuminata.* На солончаках легкого гранулометрического состава и высоким засолением поверхностных (2.63-2.92%) и нижележащих корнеобитаемых горизонтов (0.56-1.46%) к осени сохранилось 5 видов солянок: *Salsola nitraria, S. australis, Petrosimonia brachiata, Climacoptera aralensis, C. lanata* и проростки *Haloxylon aphyllum* (Димеева и др., 2000).

Эксперименты по лесопосадке с применением «пескования» на засоленных суглинистых и глинистых отложениях проводились в 1998-2000 гг. сотрудниками Приаральского института агроэкологии на участке Баян в 10 км к юго-западу от устья Сырдарьи. Была испытана новая технология посадки саженцами, а для сохранения влаги на дно ямы или траншеи насыпали слой песка толщиной 20 см (Meirman et al., 2001; Yair, 2001). Ямы имели дно площадью 0.5x0.5 $м^2$, глубину 0.8-1.0 м и покатые склоны (10°) в сторону центра. Для посадки использовали саженцы черного саксаула и гребенщика рыхлого (*Tamarix laxa*). Приживаемость обоих видов составила в среднем 20%.

Проект «Борьба с опустыниванием и санация солончаковых пустынь в регионе Аральского моря», поддержанный Германией (BMBF-GTZ/CCD, Университет г. Билефельда), объединил вокруг себя научные и производственные организации из Казахстана: Институт ботаники и фитоинтродукции (Алматы), Приаральский Институт агроэкологии и с/х (Кызылорда), НПЦ лесного хозяйства (Кокшетау), Предприятие ОГКП «Сыр-Табигаты» (Кызылорда). Экспериментальные работы по проекту проводились с ноября 2002 г. по март 2004 г. Участки для опытов выбирали на почвогрунтах разного гранулометрического состава и засоления вблизи восточного побережья Аральского моря на участке, обсохшем в 1970-х годах, в урочище Козжетпес. Посадку и посев семян саксаула, гребенщика и сарсазана проводили с использованием лесопосадочной машины СЛУ-1М линейно-прямоугольным методом (252.5 га) и ручным способом (9.5 га) на глубину 20-25 см (Джамантиков и др., 2003; Огарь и др., 2005 а, б).

На основании результатов, полученных во время этих экспериментов на 5 опытных участках, Л.А. Димеева и В.Н. Пермитина (2006) оценили значение почвенно-грунтовых условий для приживаемости растений. Они показали, что главными факторами, определяющими приживаемость саженцев, являются суммарный эффект влияния токсичных ионов и гранулометрический состав корнеобитаемых горизонтов. По рисунку 22 видно, что наихудшая приживаемость наблюдается на участках, где наиболее высоки значения суммарного эффекта токсичных солей и более тяжелый гранулометрический состав. Отсюда авторы делают вывод о том, что замена тяжелого засоленного грунта песком является наиболее перспективной формой мелиорации солончаковых почв. Как показали проведенные

ими эксперименты, внесение песка значительно улучшает физико-химические свойства засоленных почв и повышает приживаемость саженцев саксаула − до 91.6%.

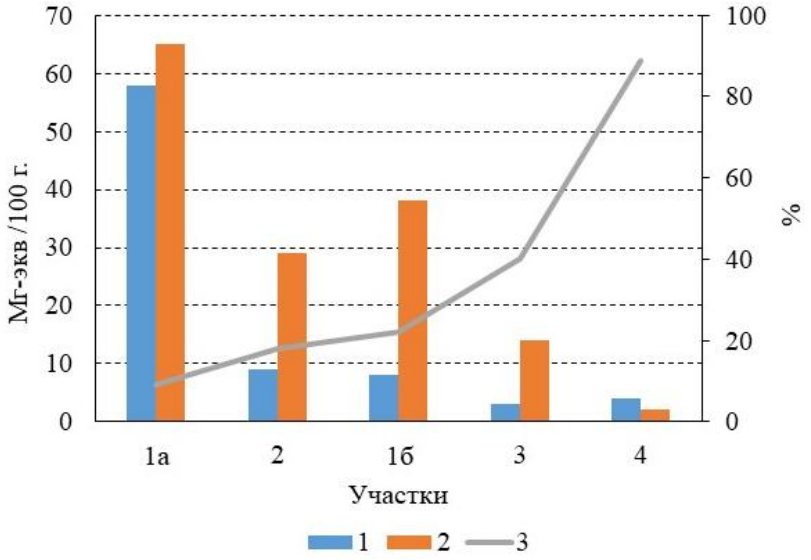


Рис. 22. Зависимость приживаемости саженцев саксаула от физико-химических свойств засоленных почв. *Условные обозначения:* 1 – суммарный эффект токсичных ионов, мг-экв/100 г почвы, 2 – содержание физической глины, %, 3 – приживаемость, % (Димеева, Пермитина, 2006). **Fig. 22.** Dependence of saxaul saplings survival rate on physical-chemical characteristics of saline soils. *Notes:* 1 – total effect of toxic ions, mg-eq/l00 g of soil, 2 – content of clay, %, 3 – survival rate, % (Димеева, Пермитина, 2006).

Высокая приживаемость саженцев саксаула (в среднем 87%) отмечена на приморских песчаных почвах (рис. 22, участок 4). Она обусловлена средней степенью засоления корнеобитаемого слоя при суммарном эффекте токсичных ионов – 3.59 мг-экв/100 г почвы. Содержание токсичных солей при сульфатно-хлоридном типе засоления – 0.28-0.31%. На глубине 60-70 см наблюдается сильное засоление – 6.144 мг-экв/100 г почвы, содержание токсичных солей − 0.49%. Большое значение имеет также гранулометрический состав почвы. При одинаковых значениях содержания токсичных солей на песчаных почвах приживаемость намного выше по сравнению с супесчаными.

Анализ результатов полученных при организации и участия в проведении многочисленных экспериментов, дал основание Л.А. Димеевой и В.Н. Пермитиной (2006) сделать обобщение по экологии рекомендуемых ими видов для фитомелиорации и условиях обсохшего дна моря, в которых их посадки могут дать оптимальный мелиоративный эффект. Черный саксаул (*Haloxylon aphyllum*) – засухо- и солеустойчивое пустынное дерево высотой до 7 м. Относится к соленакапливающим галофитам (эугалофитам). Высота растения меняется в зависимости от условий произрастания. При глубоком залегании грунтовых вод образует форму кустарника высотой 1.5-3 м, на почвах с близкими грунтовыми водами имеет древовидную форму. На осушенной полосе Арала может произрастать в широких по экологической амплитуде условиях: при уровне грунтовых вод от 1 до 3 м и ниже на почвах разной литологии: песках, супесях, суглинках, глинах и засолении поверхностных горизонтов от 0.2 и свыше 7%. Доминирует при засолении горизонта 0-10 см от 0.2 до 4% и уровне грунтовых вод 1-2 м на суглинках и глинах, при 1-1.5 м – на песках и супесях.

Тамарикс, гребенщик (*Tamarix elongata, T. ramosissima, T. laxa, T. hispida*) − солеустойчивый, засухоустойчивый и светолюбивый кустарник высотой 1.5-2.5 м.

На осушенной полосе Арала виды гребенщика могут произрастать в широких по экологической амплитуде пределах, но условия доминирования разных видов отличаются. Так, гребенщик щетинистоволосый (*T. hispida*) доминирует при засолении от 0.2 до 4% и уровне грунтовых вод 0.5-1.5 м на глинах и суглинках и не ниже 1 м – на супесях и песках. Гребенщик рыхлый (*T. laxa*) предпочитает почвы легкого состава. Образуют заросли и доминируют при уровне грунтовых вод до 1 м, на песках и супесях при засолении 0.2-4%, на суглинках – не более 1%. В этом эксперименте неожиданно проявилось воздействие трудно учитываемого природного фактора: успешная приживаемость тамарикса на участках в полосе обсыхания 70-х годов оказалась проблематичной из-за заселения биотопа зайцами, уничтожающими посадки.

Сарсазан (*Halocnemum strobilaceum*) – солеустойчивый полукустарничек высотой от 30-40 до 50-70 см. Цветет на 2-3-й год жизни. В возрасте 8-12-ти лет особи семенного происхождения отмирают. При понижении уровня грунтовых вод ниже 3 м растение перестает плодоносить, а ниже 4-5 м – отмирает. Сарсазан выдерживает засоление почвы выше 50% и минерализацию грунтовой воды свыше 100 г/л. Размножается сеянцами и укорененными черенками. На осушенной полосе Арала может произрастать при уровне грунтовых вод от 0.5 до 3 м и ниже, при засолении от 0.2 до 7% и выше на почвогрунтах разного состава: песках, супесях, суглинках и глинах. Доминирует при засолении поверхностных горизонтов от 1 до 7% и уровне грунтовых вод 0.5-1.5 м на суглинках и глинах, при 0.5-1 м – на песках и супесях. Для того чтобы посадки сарсазана сохранялись долго, его следует сажать на участках с глубиной залегания грунтовой воды не ниже 1.5 м.

В рамках проекта «Сохранение лесов и увеличение лесистости территории Республики Казахстан», поддержанном ГЭФ в 2008-2014 гг., было создано около 56.5 тыс. га насаждений (фото 7). Приживаемость составляла от 5 до 40% в зависимости от правильности выбора участков и качества посадочного и посевного материала, соблюдения технологий и погодных условий. Мониторинг, проведенный на 10 участках с саксаулом 3-10(15)-летнего возраста, показал (Димеева и др., 2017), что численность саксаула варьировала от 75 до 1400 экз/га, сохранность − от 22 до 90(100)%.

Фото 7. Посадки черного саксаула на обсохшем дне моря в Южном Приаралье (Попов, 2017). **Photo 7.** Planting area of black saxaul on the dry sea bottom in the Southern Aral Region (Попов, 2017).

В междурядьях происходило самозарастание за счет семян взрослых растений. Численность

разновозрастных сеянцев была выше, чем сохранившихся взрослых растений, – от 1400 до 52000 экз./га. На отдельных участках сформировался фитогенный рельеф высотой 20-40 см, что свидетельствовало о том, что растительность предотвращает вынос песка с этого участка и аккумулирует переносимые ветром частицы с других участков.

Успешные эксперименты по посадке древесно-кустарниковых видов растений были проведены в Южном Приаралье международной группой исследователей, глубокий и всесторонний анализ полученных результатов дан в работах Ж.В. Кузьминой и С.Е. Трешкина с соавторами (Кузьмина и др., 2004, 2006; Кузьмина, Трешкин, 2007, 2009, 2010, 2013). Целью проводимых им экспериментальных работ было получение опыта по формированию устойчивых галофильных сообществ на сильно и среднезасоленных почвах осушенного дна Аральского моря. Для этого в Муйнакском районе Каракалпакстана в 6 км к СВ от поселка Муйнак, в бывшем заливе Рыбацкий на остаточных солончаках дна Аральского моря, обсохшего в 1985-1990 гг., был выбран участок, площадью 2 га, с полого-волнистым рельефом, сложенный супесчано-суглинистыми морскими отложениями и грунтовыми водами на глубине от 5 до 8 м (фото 7).

В ходе проведения эксперимента решались задачи: 1) по выбору подходящих видов, разработке технологии посадок и поливу (поскольку грунтовые воды были недоступны растениям) для повышения условий приживаемости саженцев и выживания сеянцев; 2) по изучению влияния на рост растений температуры и осадков; выявлению влияния посадок (биотического компонента) на среду экосистем (абиотический компонент): солевой профиль почв и микроклиматические условия (температуру и влажность воздуха и почв) биотопов; 3) по изучению особенностей роста и развития растений во времени.

Выбор видов. Для экспериментов были выбраны древесно-кустарниковые виды: солеустойчивый вид черный саксаул (*Haloxylon aphyllum*), менее устойчивый к засолению черкез (*Salsola richteri*) и известные как псаммофиты кустарник жузгун (*Calligonum caput-medusae*) и терескен (*Ceratoides papposa*). Все они характерны для зональных растительных сообществ и являются хорошими кормовыми растениями. Черный саксаул и черкез высаживали однолетними саженцами высотой 10-30 см, жузгун – черенками, терескен – семенами. Посадочный материал обеспечивался Муйнакским лесхозом.

Технология посадок и ухода. Первоначально в 2002 г. посадки провели на спланированном участке, провели полив и боронование для удаления сорняков – солянок. Но неблагоприятные погодные условия весны и лета 2003 года привели к тому, что приживаемость саженцев была очень низкой. Кроме того, после полива и боронования на поверхности образовалась тонкая корка из песка и солей, которая перерезала корневые шейки саженцев. Поэтому эксперимент повторили на участке расположенном в 300 м к востоку от предыдущего (43°48.8' с.ш., 59°2.55' в.д.; Кузьмина и др., 2004, 2006).

Для предотвращения засорения посадок однолетними сочными галофитами было проведено не боронование, как в 2002 и 2003 годах, а глубокая вспашка территории и закладка гряд. Расстояние между грядами установили в 2 м. Саженцы высаживались вдоль гряд через каждые 1 или 2 м (на разных участках на разных расстояниях). Грядка от грядки отделялась углублением в 30-45 см для сбора воды ливневых осадков и предотвращения образования соляной корки на почве, а также для осуществления летних поливов. Для прохода сельскохозяйственного транспорта через каждые 6 гряд оставлялся промежуток в 6 м. Экспериментальный участок был разделен полосой с более значительным углублением (70-100 см) на контрольный и опытный варианты. На экспериментальном участке полив проводился, на контрольном – нет.

Второй раз закладку эксперимента – посадку кустарников проводили 19 декабря 2003 года вручную, используя при этом подготовленный лесхозом посадочный материал: саженцы саксаула (*Haloxylon aphyllum*) и черкеза (*Salsola richteri*) в возрасте 1 года и

кустарника жузгуна (*Calligonum caput-medusae*) – черенками. На этом же солончаковом участке 17 апреля 2004, после обильных дождей, по подготовленным заранее грядам высевался семенами полукустарник *Ceratoides papposa*. Семенной материал был собран авторами осенью 2002 и 2003 гг. в районе проведения работ. Ж.В. Кузьмина с соавторами (2006) обращает внимание на то, что выпас, стравливание или вытаптывание животными или какое-либо вмешательство человека на участке посадок не отмечалось ни разу за все годы наблюдений, поэтому динамика всех измеряемых параметров зависит только от естественных факторов – внешних или внутренних изменений среды или внутри- и межвидовых конкурентных взаимоотношений растений.

Полив проводился с разовыми кратковременными (в первые три года после посадки, в 2004-2006 гг.) поддерживающими поливами засоленными водами (минерализация не более 2.5 г/л) небольшим объемом (100-1800 $м^3$/га, но не более 3000 $м^3$/га). После посадки полив, обычно, проводился два раза: в конце апреля – в середине мая и в июне – середине июля. Для полива была использована пожарная помпа мощностью 800 л/мин. Использовалась вода из сбросного коллектора, расположенного в 300 м от участка, с минерализацией воды 1.9-2.3 мг/л (Кузьмина, Трешкин, 2009).

Исследователи (Кузьмина, Трешкин, 2006) отмечают, что из-за организационных трудностей количество поливов было трудно регулировать. В течение 2004 г. полив посадок кустарников производился два раза. Первый раз полив производился 15 мая 2004 г. и длился 4 часа с расходами воды 10 $м^3$/час. Таким образом, участок в 0.5 га получил 40 $м^3$ воды. Повторный, более длительный и качественный полив, был осуществлен 7 и 9 июля 2004 г. в течение двух дней: 7 июля на участок в 0.5 га поступило 694 $м^3$ воды с минерализацией 2.3 г/л, а 9 июля – 936 $м^3$ с минерализацией 2.1 г/л. Общий объем поступившей воды на этот же участок составил в этот раз 1630 м.

В естественных условиях в годы с большим количеством зимне-весенне-летних осадков происходит сильное рассоление автоморфных солончаков в первом метровом слое почвы. Наибольшее рассоление испытывают верхние 30 см почвы (рис. 23).

Ж.В. Кузьмина и С.Е. Трешкин (2006) поясняют, что вода, подаваемая на участок, практически не задерживалась в междурядьях, а по глубоким суффозионным трещинам и просадкам уходила в нижележащие горизонты почвогрунтов, оставляя верхние 0.3-0.5 м, практически, сухими. Таким образом, полив на участке солончаков обсохшего дна Арала не имел ожидаемого эффекта, несмотря на внушающие объемы полива. Дальнейшие наблюдения (Кузьмина, Трешкин, 2010) позволили считать, что влагообеспеченность саженцев и сеянцев обеспечивалась влагой нижележащих горизонтов. Поддерживающие весенне-летние поливы посадок на солончаках улучшают показатели влажности почвы как в корнеобитаемом горизонте 40-110 см, так и в более глубоких слоях почвогрунтов − 200-300 см, не оказывая, однако, воздействия на верхние 0-20 см почвы.

Приживаемость. Длительные наблюдения за приживаемостью, выживанием и ростом растений на экспериментальных участках позволили Ж.В. Кузьминой и С.Е. Трешкину (2007, 2009) сделать ряд важных практических выводов. Оказалось, что в годы с благоприятными погодными условиями приживаемость кустарников достигает 32-59%, в годы с неблагоприятными погодными условиями – лишь 0.5-3.5%. В разные годы проведения исследований (начиная с 2002 г.) приживаемость саженцев саксаула в первый год после посадки очень сильно колебалась: от 46-59% (посадки 2003 г.) и 39-43% (2004 г.) до 2.5-3.5% (2007-2008 гг.) и 0.5% (2006 г.). Таким образом, в первое полугодие после посадки годовалых саженцев галофильных видов на солончаках наблюдался максимальный процент их отмирания. Затем в возрасте 3.5 года наступила активная фаза роста и развития; а начиная с 4-х лет выживание кустарников стабилизировалась, сохраняясь на одном уровне в течение последующих 3-х лет.

Попытки вырастить черенками *Calligonum caput-medusae* на солончаках обсохшего дна Аральского моря (в декабре 2002 г., апреле и декабре 2003 г.) при разной агротехнике (после боронования и по грядам) не удались. Как при поливе, так и без полива приживаемость черенков *Calligonum caput-medusae* очень низкая (0.03-6.1%), что не соответствует поставленной задаче найти виды растений для мелиорации солончаков в производственных масштабах.

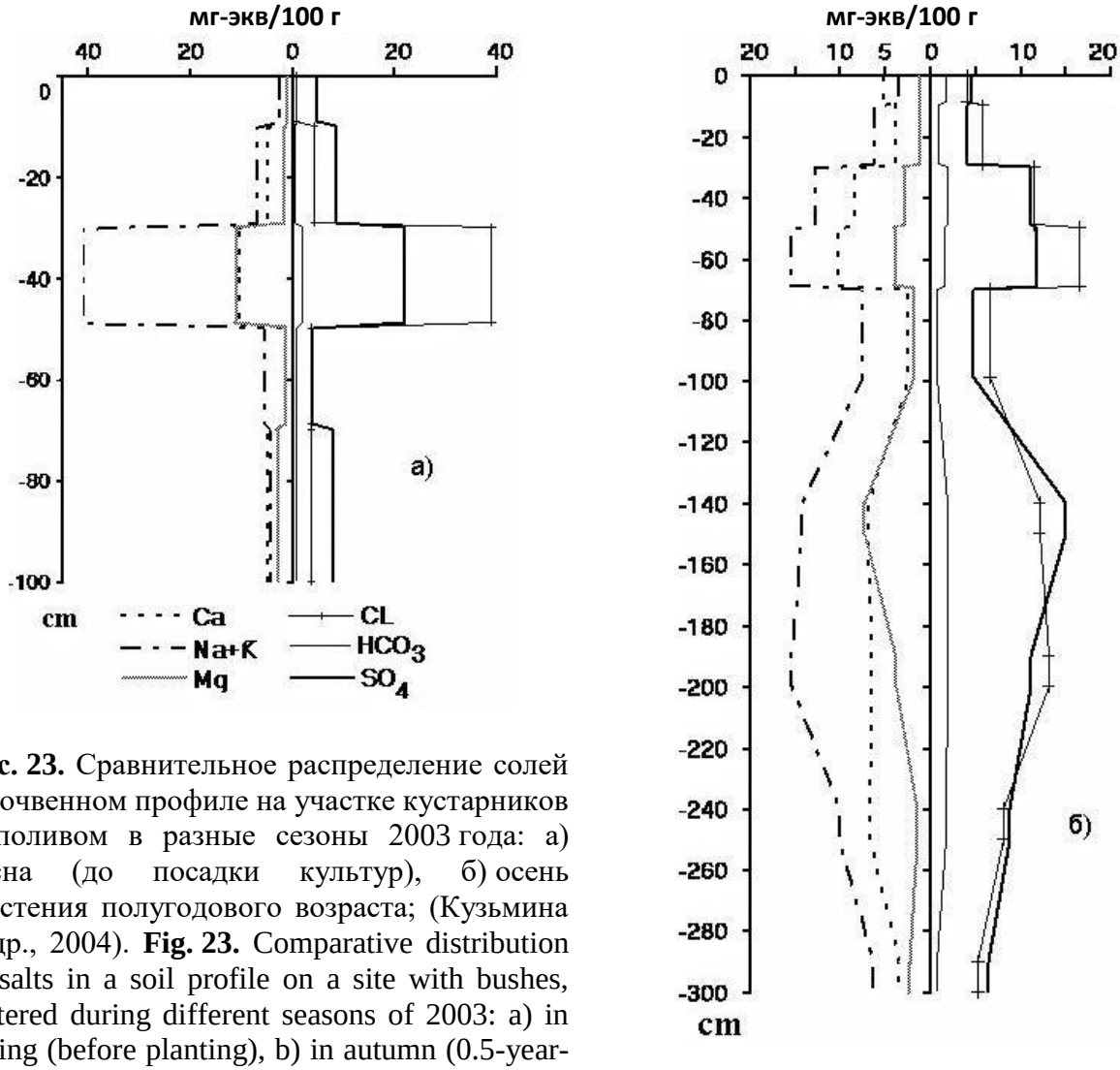


Рис. 23. Сравнительное распределение солей в почвенном профиле на участке кустарников с поливом в разные сезоны 2003 года: а) весна (до посадки культур), б) осень (растения полугодового возраста; (Кузьмина и др., 2004). **Fig. 23.** Comparative distribution of salts in a soil profile on a site with bushes, watered during different seasons of 2003: a) in spring (before planting), b) in autumn (0.5-year-old plants; Кузьмина и др., 2004).

Результаты опытов также показали (Кузьмина и др., 2004), что у терескена (*Ceratoides papposa*) на солончаках всхожесть семян и приживаемость проростков были очень низкими. Поэтому также были сделаны выводы о непригодности использования этого вида для выращивания на солончаках.

Рост и развитие саженцев. Основной рост черного саксаула и черкеза на солончаках начинается в возрасте 3.5 года, в то время как на песчаных почвах к этому возрасту формируются уже полноценные сообщества высотой 2.5-3 метра. На солончаках же средняя высота 6.5-летних растений саксаула достигала всего лишь 170-190 см. Максимальный прирост высоты растения обоих видов дают в теплую половину года – с апреля по ноябрь, но при этом показатели хода роста у черкеза почти в два раза ниже, чем у саксаула. Первое

плодоношение опытных посадок саксаула и черкеза на солончаках отмечалось довольно поздно – только в возрасте 6 лет, а первое плодоношение терескена – в возрасте 4.5 года в сентябре 2008 г. (Кузьмина, Трешкин, 2010). После 6-летнего возраста саксаул начинает более активно увеличивать диаметр кроны, в то время как рост в высоту замедляется.

Посев семенами – сравнение с посадкой саженцами. После первых полутора лет сохранность в посевах (семенами) на слабозасоленных (0.3%) почвах составляла 70-80% от первоначально взошедших, но из-за внутривидовой конкуренции через каждые последующие полгода из состава сообществ выпадало до 50% от сохранившихся растений. Таким образом, сохранность посева черного саксаула на незасоленных почвах в Муйнакском районе через три года составила 8-10% от первоначальной. Поэтому был сделан вывод (Кузьмина, Трешкин, 2010), что на солончаках обсохшего дна Аральского моря, фитомелиорацию предпочтительно проводить саженцами одного года.

Сказанное позволяет считать, что посадки солевыносливых видов кустарников *Salsola richteri* и *Haloxylon aphyllum* на солончаках обсохшей части Аральского моря целесообразно проводить не семенами, а саженцами годичного возраста, высотой 17-30 см (исключая посадку мелких, менее 10 см, растений), поскольку приживаемость и сохранность саженцев на сильнозасоленных почвах в первые два года после посадки в 10-50 раз выше, чем после посадки семенами.

Роль полива. Как видно из приведенных графиков, примененный поддерживающий полив обеспечивает повышение сохранности посадок саксаула в 2 раза и черкеза – в 3 раза, по сравнению с контролем (рис. 24 а, б). Однако он не сильно сказался на высоте растений саксаула по сравнению с контролем (рис. 24 а, б).

Низкорослые экземпляры саженцев саксаула и черкеза растут одинаково плохо как при поливе, так и без полива, поэтому на солончаках целесообразно использовать средний и высокий посадочный материал (высотой более 10 см). В целом, показатели роста саксаула и черкеза на солончаках с поливом и без полива все шесть лет мониторинга оказались достаточно близкими (рис. 25 а, б). Так, максимальная, средняя и минимальная высота растений черного саксаула в возрасте 6.5 лет в мае 2009 г. оказалась на участках посадок с поддерживающим поливом в рядах через 2 м – 289 см, 189.4 см и 75 см, а в контроле – 250, 170.1 и 95 см соответственно. Для черкеза максимальная, средняя и минимальная высота растений в возрасте 6.5 лет в мае 2009 г. на участках с поддерживающим поливом достигла – 188, 89.9 и 15 см, в контроле – 120, 50.1 и 13 см соответственно. Как видим, влияние поддерживающего полива для роста черкеза более существенно, чем для саксаула, поскольку увеличивает среднюю высоту растений на участках с поливом в 1.8 раза по сравнению с контролем. В тоже время поддерживающий полив саксаула почти не оказывает влияние на ход его роста.

Влияние разной плотности посадки на рост и развитие. Анализ распределения высоты растений черного саксаула на участках с поливом и в контроле для двух разных методов грядовой посадки (через 1 и 2 м) показал, что эти методы дают принципиально разные результаты (рис. 26). Так, для растений в возрасте 6.5 лет, посаженных в грядах через 1 м, распределение высоты отдельных экземпляров растений (рис. 26, кривая 1) всегда преобладало над распределением диаметра их кроны (рис. 26, кривая 2). При этом у растений, посаженных в грядах через 2 м, распределение диаметра кроны (рис. 26, кривая 4) всегда превышало распределение их высоты (рис. 26, кривая 3). Таким образом, показатели высоты саксаулов, посаженных через 1 м, были выше показателей диаметров крон в среднем на 20 см, в то время как у посаженных через 2 м крона была больше, чем высота − в среднем на 12 см. Кроме того, высота и диаметр крон растений, посаженных через 2 м (рис. 26, кривые 3 и 4), были больше, чем эти же параметры у растений, посаженных через 1 м (рис. 26, кривые 1 и 2) − на 10-33 см и 35-90 см соответственно, для основной

массы растений (для 89-93%, т. е. для средних и высоких экземпляров).

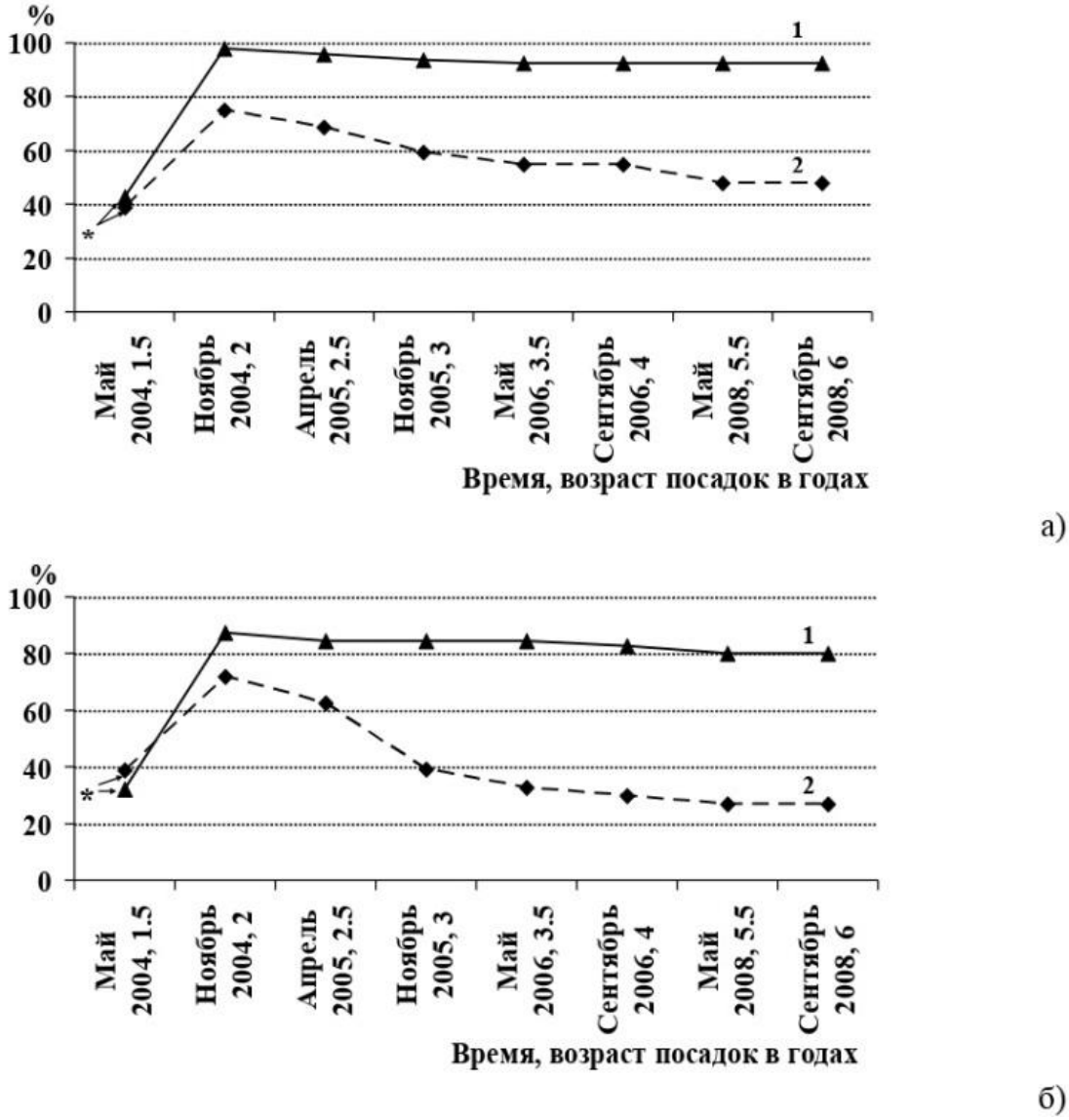


Рис. 24. Приживаемость (*) и сохранность (%) растений саксаула (а) и черкеза (б) в посадках на обсохшем дне Аральского моря 1) с поддерживающим поливом в первые два года и 2) в контроле – без полива (Кузьмина, Трешкин, 2010). **Fig. 24.** Survival (*) and adaptability (%) of *Haloxylon aphyllum* (a) and *Salsola richteri* (б) in automorphic solonchaks of the Aral Sea dried bottom 1) watered for the first 2 years and 2) not watered (Кузьмина, Трешкин, 2010).

Благодаря поставленному эксперименту с посадками различной плотности удалось установить (Кузьмина, Трешкин, 2010), что на солончаках обсохшего дна Аральского моря диаметр кроны и высота растений саксаула зависят от тесноты посадки, а наиболее благоприятна для них более редкая посадка. Чем она теснее (через 1 м), тем ниже растения и меньше диаметр крон, а высота преобладает над шириной кроны и формируются вытянутые растения. При более просторной посадке (через 2 м) растения вырастают крупнее и выше, ширина кроны преобладает над высотой, формируются большие экземпляры с более раскидистой кроной.

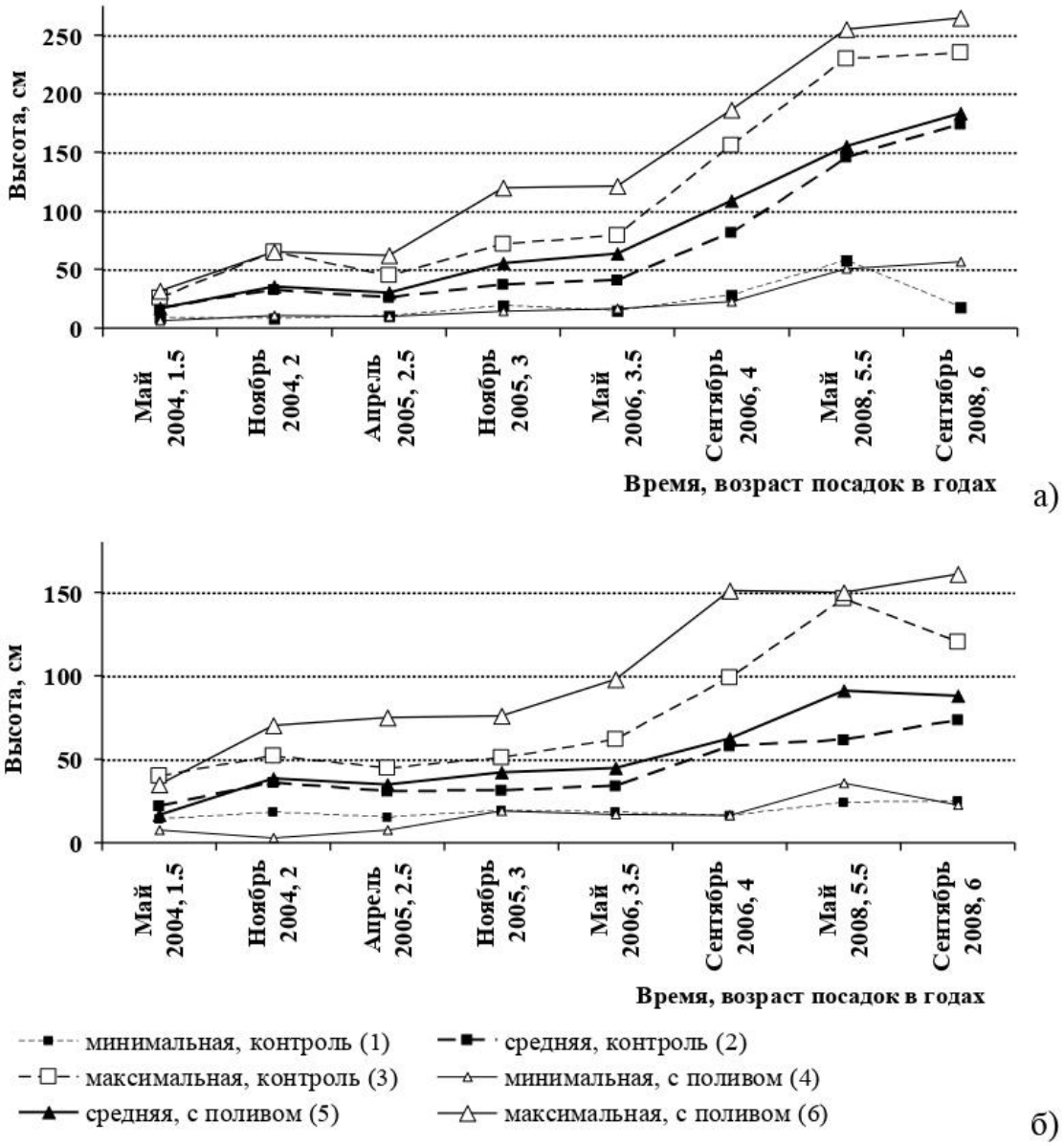


Рис. 25. Графики хода роста саксаула (а) и черкеза (б) с поддерживающим поливом в первые 2 года (сплошные кривые 4-6) и в контроле без полива (пунктирные кривые 1-3; Кузьмина, Трешкин, 2010). **Fig. 25.** The growth of *Haloxylon aphyllum* (a) and *Salsola richteri* (б) with sustaining watering during the first 2 years (curves 4-6) and without watering (dotted curves 1-3; Кузьмина, Трешкин, 2010).

Сравнительные характеристики роста видов. Длительные наблюдения за ростом видов и их отношением к влаге показали, что на солончаках обсохшего дна Аральского моря посадки черного саксаула (*Haloxylon aphyllum*) лучше переносят дефицит влаги при сокращении выпадения атмосферных осадков, чем посадки черкеза (*Salsola richteri*). В 2.5-4-летнем возрасте *Haloxylon aphyllum* дает больший прирост высоты, чем *Salsola richteri*. На солончаках черкез имеет также в два раза более низкую приживаемость в контроле, чем саксаул. После прекращения поливов сохранность терескена *Ceratoides papposa* падает на всех участках. Но при этом на участках, где ранее полив проводился, сохранность *Ceratoides papposa* остается выше в два раза. Его высота при поливе также остается больше в 1.5 раза.

Это, вероятно, можно объяснить рассоляющим воздействием на грунты, которое оказывают проведенные поливы.

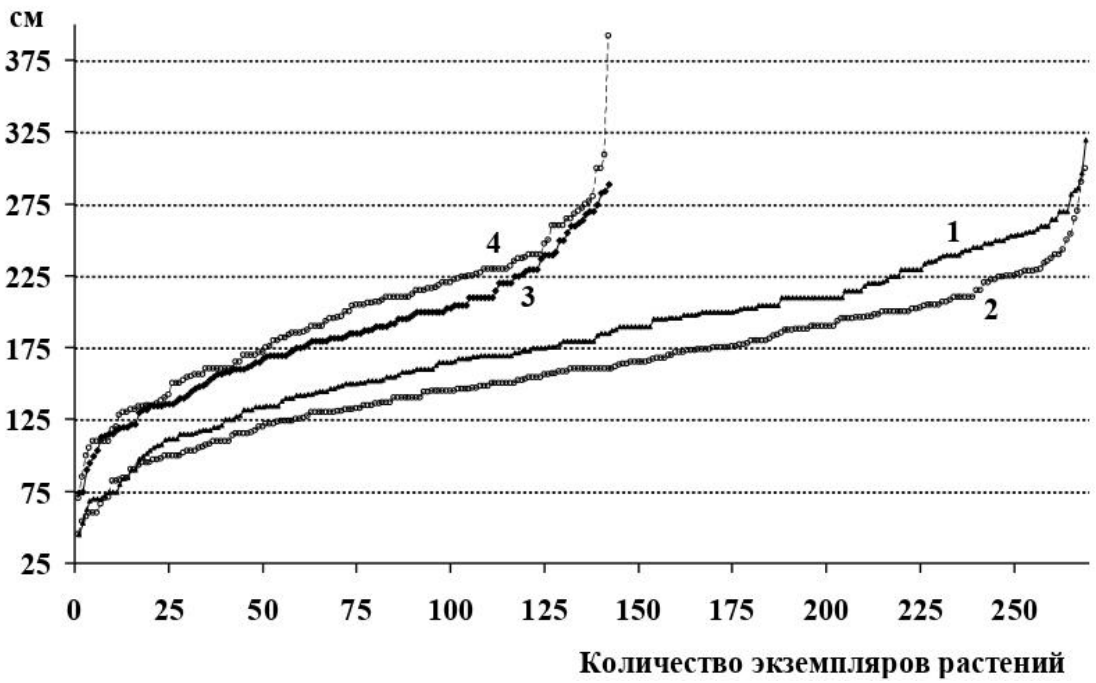


Рис. 26. Распределения высот (кривые 1 и 3) и диаметров крон (кривые 2 и 4) растений черного саксаула 6.5-летнего возраста (в мае 2009 г.) на грядовых посадках через 1 м (кривые 1 и 2) и через 2 м (кривые 3 и 4; Кузьмина, Трешкин, 2010). **Fig. 26.** Distribution of the height (curves 1 and 3) and crown diameter (curves 2 and 4) of the 6.5-year-old black saxaul in May 2009, planted on ridges every 1 m (curves 1 and 2) and 2 m (curves 3 and 4; Кузьмина, Трешкин, 2010).

Погодные условия. Для хорошей приживаемости саженцев саксаула и черкеза на солончаках необходимы благоприятные погодные и климатические условия: в первую очередь повышенное количество атмосферных осадков (140-220 мм) по сравнению с нормой, а также не очень холодные зимы (со средней температурой в самый холодный месяц -1-2°С), не очень жаркое лето (со средней температурой в самый холодный месяц +26-27°С) и отсутствие заморозков в весенний период.

Изучение влияния посадок на микроклимат проводилось на экспериментальном участке весной 2008 года. Были организованы наблюдения за температурой (°С) и относительной влажностью воздуха (%), а также температурой почвы и влажностью воздуха в порах почвы на разных глубинах (40, 100, 150 см) под 5.5-летними растениями. Для этой цели использовались автоматические приборы-регистраторы температуры и относительной влажности (iBDL – Termohygrograph DS1923-F5, Termochron DS1922L-F5, Hygrochron DS1923-F5).

Наблюдения показали, что на участках с посадками саксаула на обсохшем дне Аральского моря в течение всего года отмечается достоверное понижение средней суточной температуры воздуха на 0.9-1°С по сравнению с оголенными участками без растительности. При этом только в холодное полугодие (с октября по апрель) отмечается достоверно значимое увеличение относительной влажности воздуха на участках под саксаулом по сравнению с оголенными участками без растительности. Выявленные изменения (Кузьмина, Трешкин, 2009) объясняются влиянием жизнедеятельности растений на окружающую среду.

Ж.В. Кузьмина и С.Е. Трешкин (2013) выполнили еще одно важное исследование –

изучили роль глубины залегания УГВ для последующего развития саженцев черного саксаула. Рассматриваются два участка посадок саксаула на обсохшем дне Аральского моря, выполненных Муйнакским лесхозом Республики Каракалпакстан в декабре 2004 г. Территория этих участков освободились из-под воды в 2000-2001 гг., и в период посадки в декабре 2004 г. они имели различный уровень УГВ. На участке № 1 они находились на глубине 0.5 м, на участке № 2 – 0.7 м. Участок № 1 расположен примерно в 45 км (фото 8), его координаты: 44° 09' 31.30"-44° 09' 26.40"-44° 09' 27.80"-44° 09' 31.9" с.ш., 58° 51' 58.50"-58° 52' 04.60"-58° 52' 02.40"-58° 51' 57.60" в.д. Участок № 2 расположен в 42 км (фото 9) к северу от поселка Муйнак на обсохшем суглинисто-песчаном дне Аральского моря, представляющем собой гидроморфные солончаки с поверхностной плотной корочкой солей, которые появились в результате обсыхания моря; его координаты: 44° 02' 31.49"-44° 02' 36.62"-44° 02' 37.16"-44° 02' 27.56" с.ш., 58° 44' 51.12"-58° 44' 48.61"-58° 44' 56.43"-58° 44' 54.00" в.д.

Посадки проводились механизированным и ручным способами стандартным широкорядным методом: 10 м между рядами. Механизировано вдоль каждого ряда прокладывалось углубление (на 25-30 см) для удаления поверхностной солончаковой корки и последующего сбора атмосферных осадков. Затем вручную через каждые 1.5 м высаживались однолетние саженцы черного саксаула. В дальнейшем эти посадки не обводнялись и никакого дополнительного ухода за ними не проводилось. Ввиду большой удаленности этих участков от поселка Муйнак и при отсутствии дорог можно считать, что после посадки саженцев на них не оказывалось никакого прямого антропогенного воздействия и все процессы имеют естественный генезис.

Фото 8. Грядовые посадки саксаула черного на участке № 1 в 45 км к северу от пос. Муйнак, фото сделано 31 августа 2011 года (Кузьмина, Трешкин, 2013). **Photo 8.** Ridge plantings of black saxaul at the plot No. 1, 45 km north to Muynak Village, photo made on August 31, 2011 (Кузьмина, Трешкин, 2013).

Анализ данных показал, что в 2008-2010 гг. положение УГВ и засоление почв на двух рассматриваемых участках несколько отличалось. Участок № 1 имел более близко залегающие к поверхности (150 см) и более минерализованные (30.0%) ГВ с менее засоленными почвами (до 1% по ср. взв. зас.) по сравнению с участком № 2, у которого УГВ (160 см) были менее минерализованными (18.0%), и почвы − более засоленными (1.5% по ср. взв. зас.). К осени 2011 г. УГВ и засоление почв на участке № 2 значительно понизились: до

210 см и до 1.0% соответственно, − в то время как на участке № 1 УГВ понизился лишь немного, а засоление значительно повысилось: 150 см и 1.0% соответственно.

Фото 9. Грядовые посадки саксаула черного на участке № 2 в 42 км к северу от пос. Муйнак, фото сделано 1 сентября 2011 г. (Кузьмина, Трешкин, 2013). **Photo 9.** Ridge plantings of black saxaul at the plot No. 2, 42 km north to Muynak Village, photo made on September 1, 2011 (Кузьмина, Трешкин, 2013).

В ходе исследований было установлено, что участок № 1 по характеристикам положения и засоления ГВ и почв был менее благоприятным по сравнению с участком № 2, в то время как метод и агротехника посадок на обоих участках были идентичны. Такое положение существенно отразилось на развитии высаженных растений и формировании у них полноценной кроны. После посадки приживаемость саксаула на участке № 1 составила 32%, т.е. в полтора раза ниже, чем на участке № 2, а средние показатели высоты растений, диаметров крон и диаметров корневых шеек в мае 2008 г. в возрасте 4.5 года (спустя 4 года после посадки) составляли здесь 138.5, 154.0 и 1 см соответственно. При этом основная масса растений была высотой от 50 до 152 см, с диаметром кроны от 100 до 175 см и диаметром корневой шейки от 0.5 до 3.5 см. К осени 2011 г., т.е. в возрасте 7 лет, основная масса растений на участке № 1 имела высоту от 65 до 220 см, диаметр кроны − от 90 до 270 см (рис. 27), корневой шейки − от 3 до 10 см при средних показателях 157.9, 191.4 и 6.9 см соответственно. Таким образом, в возрасте 7 лет на участке с худшими условиями среды посадки саксаула оказались в 1.5 раза мельче, чем на участках с более благоприятными, они не добрали в росте и диаметре кроны примерно по 1 м, а их стволы были тоньше на треть (фото 8, 9).

На гидроморфных солончаках с меньшим засолением почв и более заглубленными грунтовыми водами показатели роста, приживаемости, сохранности и семенного возобновления саксаула оказались значительно выше (рис. 27).

Нужно отметить также, что разница в условиях местообитаний двух участков не отразилась на изменении возраста первого успешного плодоношения саксаула черного на гидроморфных солончаках, однако существенно повлияла на количество, качество и сохранность самосева саксаула, который наблюдался в апреле-мае 2010 г. и осенью 2011 г. от осеннего плодоношения саженцев 6-летнего возраста. Первое успешное семенное возобновление от плодоносящих высаженных растений саксаула наблюдалось на гидроморфных солончаках в возрасте 6 лет. Весной 2010 года на участке № 2 было

зарегистрировано огромное количество сеянцев 3-месячного возраста. На стандартной модельной площадке 1 м^2 их насчитывалось в среднем 245 штук (от 208 до 350), в то время как на участке № 1 их было в 2-4 раза меньше. К осени 2011 года на участке № 1 на стандартной площадке сохранилось в среднем по 46 сеянцев (от 38 до 61) в возрасте 1.5 года. В это же время на участке № 2 на аналогичной площадке осталось в среднем по 40 сеянцев (от 30 до 48; рис. 27).

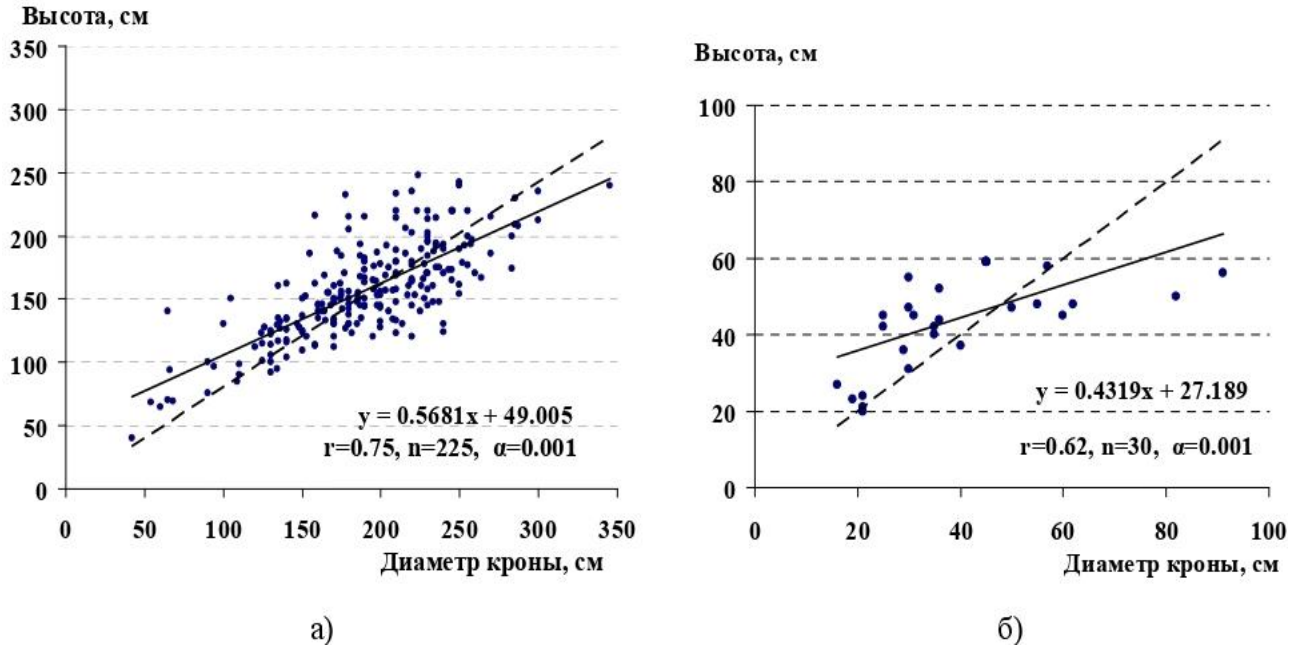


Рис. 27. Зависимость диаметров кроны от высоты растений саксаула черного (*Haloxylon aphyllum*) в разном возрасте на гидроморфных солончаках обсохшего дна Аральского моря: а) 7 лет на участке № 1, б) 1.5 года на участке № 2. *Условные обозначения*: точка – элемент фактической выборки, сплошная линия – линейный тренд выборки с его уравнением и коэффициентом корреляции (r), пунктирная линия – прямая прямо пропорциональной зависимости y=x для сравнения отклонения тренда (Кузьмина, Трешкин, 2013).

Fig. 27. Black saxaul (*Haloxylon aphyllum*) crown diameter dependence on the plants height of different ages, growing on the hydromorphic alkaline soils of Aral Sea dry bottom: a) 7-year-old at the plot No. 1, б) 1.5-year-old at the plot No. 2. *Legend*: dots − elements of the actual sample, solid line − linear trend of the sample, with its equation and correlation coefficient (r), dotted line − straight line of the directly proportional relation (y=x) to compare the trend deviation (Кузьмина, Трешкин, 2013).

Так, всходы саксаула в возрасте 3 месяцев в начале мая 2010 г. на участке № 2 имели в основной массе высоту от 2 до 9 см, при этом средняя, максимальная и минимальная высота растений из этой измеренной выборки (n=558) составляли 6.3, 10 и 1 см соответственно. К осени 2011 г. основная масса самосева саксаула на участке № 2 выросла и достигла высоты от 27 до 109 см, а средние, максимальные и минимальные значения высоты 1.5-годовалых растений (n=102) составили 62.0, 109 и 20 см соответственно. Видно, что благоприятные условия местообитаний благотворно влияют только на количество и всхожесть самосева, при этом его сохранность, по-видимому, в большей степени зависит от погодных условий.

Таким образом, можно сказать, что в результате проведенных экспериментальных работ (Кузьмина, Трешкин, 2007, 2009, 2010, 2013; Кузьмина и др., 2004, 2006) была выведена технология закладки участков; испытаны и предложены виды древесных и кустарниковых

солеустойчивых видов, перспективных для фитомелиорации солончаков; установлено, что черный саксаул и черкез предпочтительней высаживать однолетними саженцами, что саксаул можно выращивать без полива, а более успешное его развитие идет в условиях гидроморфных солончаков; выяснено, что выживание саженцев в первые годы их жизни протекает успешнее при относительно более влажных и теплых (особенно зимних) погодных условиях. Черкез и черный саксаул начинают плодоносить в 6-летнем возрасте, что способствует появлению самосева.

Эксперименты с целью разработки технологии создания пустынных пастбищ на обсохшем дне Аральского моря проводились в 2003 г. на землях совхоза «Арал» в Муйнакском районе Каракалпакии на участке, расположенном на обсохшем дне моря (43°41.35' с.ш., 59°3.96' в.д.) со слабозасоленными отакыренными почвами (Кузьмина и др., 2004). Ранее в СССР теоретические и практические вопросы создания пустынных пастбищ в условиях пустынных плакоров развивались крупнейшими учеными страны, академиками Н.Т. Нечаевой и З.Ш. Шамсутдиновым (Нечаева, 1989; Нечаева, Шамсутдинов, 1990; Шамсутдинов 1975; Шамсутдинов З.Ш., Шамсутдинов Н.З. 2010). Согласно разработанным ими теоретическим положениям, пустынные пастбища должны быть многоярусными, включать растения разных жизненных форм из природных биоценозов (деревья, кустарники, полукустарники, полукустарнички, многолетние и однолетние травы), чтобы оптимально использовать ресурсы экологической ниши. Вероятно, учитывая это, в эксперименте были использованы древесные, кустарниковые и травянистые виды.

Посев осуществлялся 3-4 апреля 2003 года семенами, собранными авторами осенью 2002 года в регионе проведения работ. Перед полевыми работами были выполнены контрольные лабораторные измерения всхожести семян в четырехкратной последовательности для каждого вида. Средняя всхожесть семян для *Ceratoides papposa* составила 48%, для *Haloxylon aphyllum* – 40%, для *Climacoptera lanata* – 36%, для *Kochia iranica* – 47%. Прорастание происходило в разные сроки: *Kochia iranica* и *Climacoptera lanata* − в период с 7-го по 15-ый день от начала посадки, *Haloxylon aphyllum* – с 7-го по 14-ый день, *Ceratoides papposa* – с 8-го по 16-ый день.

Для Каракалпакии 2003 год, по данным авторов, был необычайно дождливым, последний «весенний» ливень прошел в середине июня, а первые сильные осенние дожди начались уже 5 сентября. На экспериментальном участке были заложены два варианта опыта: с поливом и контрольный – без. Из-за погодных условий полив осуществлялся лишь дважды: один раз – при посадке растений в начале апреля, второй раз – 6 августа 2003 года.

Почвы на участке были представлены пустынными песчаными, слабо сформированными отакыренными легкосуглинистыми на песчаных морских отложениях (рис. 28 а), слабозасоленных (промытых) с поверхности (0.35%) и среднезасоленных с глубины 3 м (0.78%), хлоридно-сульфатного кальциево-натриевого типа засоления.

К осени (рис. 28) почвенный профиль оказался свободным от солей до глубины 70 см. Ниже, в горизонте 70-130 см, произошло некоторое уменьшение солей, но больше, чем в предыдущем горизонте. Далее до глубины 200 см почва оказалась не засолена. Рассоление почвенного профиля, установленное Ж.В. Кузьминой с соавторами (2004; рис. 28 а, б), демонстрирует явление, редкое для этого региона, которое можно объяснить не растительностью и поливом, а аномально высокими значениями осадков (годовая сумма − 200 мм), выпавших в основном за вегетационный период.

Полученные в рассматриваемых опытах результаты по роли полива при посевах пустынных растений оказались неординарными. Сопоставление габитуса изеня (*Kochia iranica*) осенью в разных опытах показало, что его высота в варианте без полива (в естественных условиях) была выше (рис. 29). Наибольшая густота стояния растений *Kochia iranica* также отмечалась на контрольных участках. Подобные результаты характерны

и для полукустарника терескена (*Ceratoides papposa*): его высота и густота стояния растений также была выше на контрольных участках, чем при поливе. И только для летне-осеннего однолетника солеустойчивого вида (*Climacoptera lanata*) результаты контроля были хуже, чем результаты с поливом. Оказалось, что при поливе он дает большую жизненность (4-5 баллов) и высоту при меньшем количестве экземпляров по сравнению с контролем.

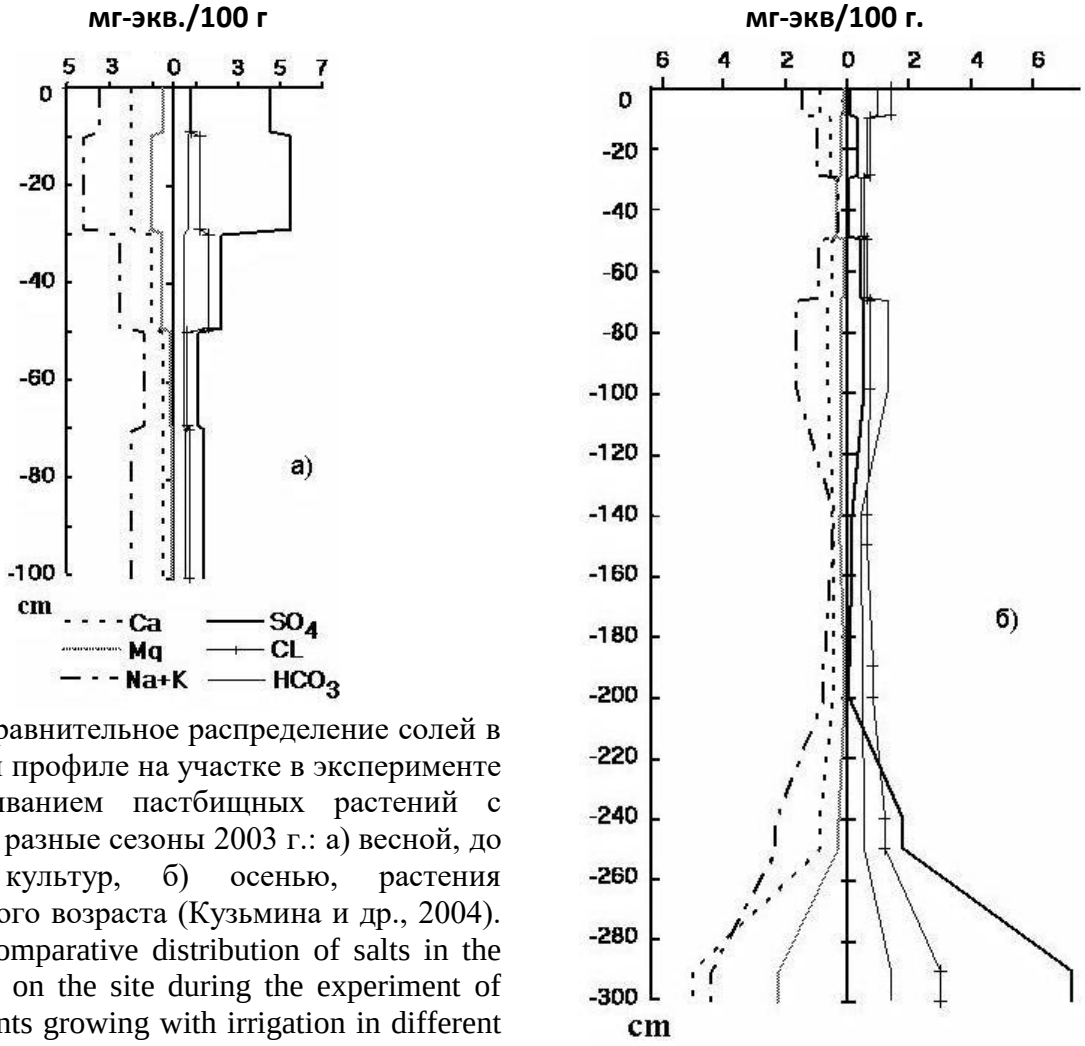


Рис. 28. Сравнительное распределение солей в почвенном профиле на участке в эксперименте с выращиванием пастбищных растений с поливом в разные сезоны 2003 г.: а) весной, до посадки культур, б) осенью, растения полугодового возраста (Кузьмина и др., 2004).
Fig. 28. Comparative distribution of salts in the soil profile on the site during the experiment of pasture plants growing with irrigation in different seasons of 2003: a) spring, before planting crops, b) autumn, plants of six-month age (Кузьмина и др., 2004).

В ходе экспериментальных работ при выращивании черного саксаула (*Haloxylon aphyllum*) из семян было установлено (Кузьмина и др., 2016), что первый полив во время посева действует угнетающе на его прорастание на солончаковых почвах. На контрольном участке без полива появляется в 2.5-3 раза больше всходов. Однако потом в период знойного лета дополнительный полив соленой водой способствует сохранению в 4-5 раз большей доли проростков.

Многолетние эксперименты в Южном Приаралье, выполненные Ж.В. Кузьминой с соавторами (2004, 2006), показали, что на слабозасоленных почвах Южного Приаралья выращивание однолетника *Kochia iranica* и полукустарника *Ceratoides papposa* в условиях повышенных атмосферных осадков можно проводить без полива, но для однолетника-галофита *Climacoptera lanata* полив необходим. При выращивании черного саксаула из семян на солончаках обсохшего дна Аальского моря полив засоленной водой необходим в летний период.

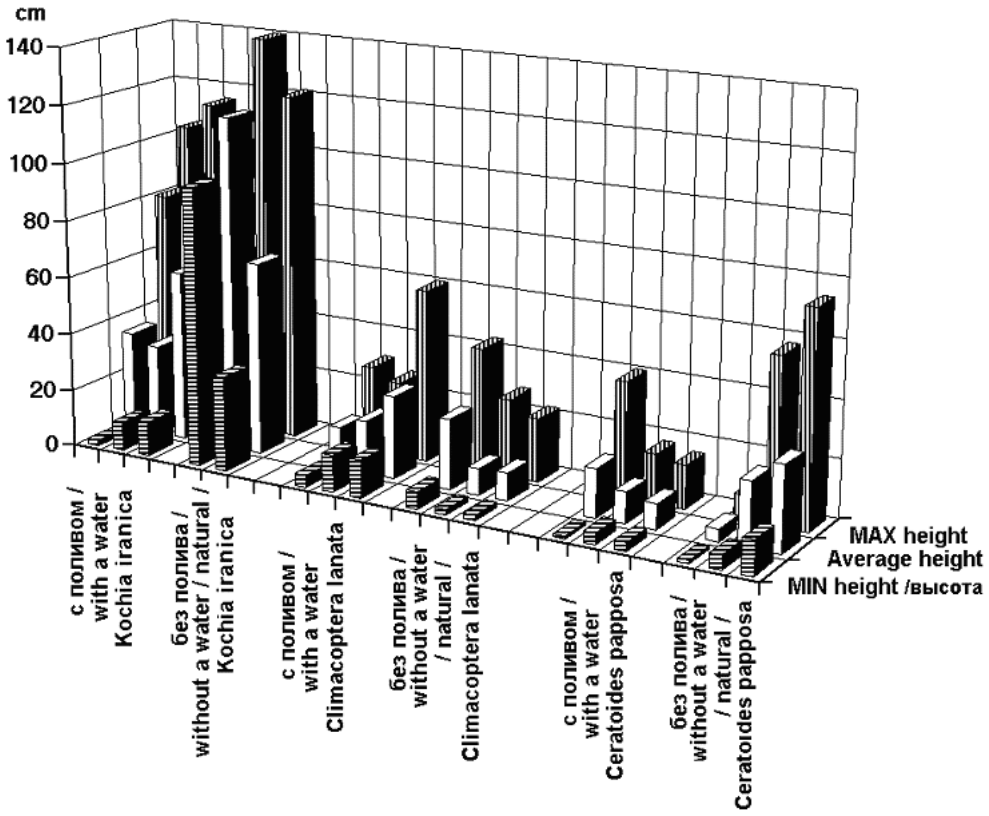


Рис. 29. Сравнительное распределение средней, максимальной и минимальной высоты растений в конце вегетационного периода для трех видов (*Kochia iranica, Climacoptera lanata, Ceratoides papposa*) при поливе и без (Кузьмина и др., 2004). **Fig. 29.** Comparative distribution of average, maximal and minimal plant height at the end of the growing season for three species (*Kochia iranica, Climacoptera lanata, Ceratoides papposa*) with and without watering (Кузьмина и др., 2004).

Фитомелирация обсохшего дна Аральского моря – проблема, которая привлекает в настоящее время научное сообщество всего мира. Ученые многих стран (Израиля, Германии, Японии, Франции и др.) сами и с участием национальных команд из Казахстана, Узбкистана и России осуществляли проекты по разработке новых и использованию уже существующих технологий выращивания и проводили посадки массивов древесно-кустарниковых видов. В Южном Приаралье успешно работает проект по привлечению туристов из-за рубежа к посадке саженцев на дне высохшего моря (фото 10). В рекламе этого проекта объясняется, что высадка деревьев и кустарников позволит создать обширные лесные массивы, способные улучшить климатические условия региона. Для этого власти Муйнакского района выделили 4.3 га земель с благоприятными мелиоративными условиями в районе бывшей подводной части дельты Амударьи. По мнению экспертов, высадка растений в основном должна удерживать пыль со дна, которая разносится ветрами на сотни километров и пагубно влияет на местную фауну и флору (Сатановская, 2020).

Неожиданный и практический значимый вклад в проблему фитомелиорации морского дна внесли ученые из Китая (Kim et al., 2020), которые провели исследование, чтобы на основе данных дистанционного зондирования выявить на обсохшем дне Аральского моря территории, пригодные по экологическим показателям для фитомелиорации. Они использовали такие показатели, как нормализованный разностный вегетационный

индекс (NDVI), показатель гранулометрического состава верхнего слоя грунтов (TGSI), показатель засоления почв (ССИ) и нормированный индекс засушливости (NMDI) , которые были получены с помощью спутниковых изображений. Затем значения NDVI были разделены на три группы и положены в основу классификации других показателей путем проведения статистического анализа. На основе метода дерева решений были объединены индексы и выявлена площадь, потенциально пригодная для произрастания растительности, и составлена карта. В результате NDVI был выше на юго-востоке, чем на западе исследуемой территории. Результаты статистического анализа показали, что индекс фитомассы (NDVI) имеет положительную корреляцию с индексом гранулометрического состава грунтов (TGSI), в то время как с показателем засоления почв (SSI) и индексом засушливости (NMDI) корреляция отрицательная. Исходя из этого, потенциальная площадь для проведения посадок была определена равной 7295.21 км^2 (61.34%), «неподходящая» – 2818.64 км^2 (23.7%), «промежуточная» – 1612.15 км^2 (13.56%), «очень подходящая» − 166.42 км^2 (1.4%). Полученная информация представлена в картографическом виде, и с ее помощью можно определить на морском дне положение каждого конкретного участка территории, перспективного для фитомелиорации с экологических позиций. Китайские авторы (Kim et al., 2020) отмечают, что своей работой они хотели внести вклад в планирование восстановления и предотвращения деградации земель в этом регионе.

Фото 10. Посадки саксаула туристами на обсохшем дне моря (Сатановская, 2020).
Photo 10. Black saxaul planted by tourists on the dry sea bottom (Сатановская, 2020).

Представляется весьма перспективной работа, в ходе которой можно было бы посетить эти участки и с помощью экспресс-методов оценить их мелиоративные характеристики по физическим показателям, предложенным В.С. Кавериным с соавторами (2005), выделившим также 4 категории земель по экологически близким физико-химическим показателям условий мелиоративного освоения: литологии отложений, засолению корнеобитаемого слоя,

содержанию ионов Cl и SO_4, глубине залегания и минерализации грунтовых вод.

Выводы к разделу

Анализ публикаций по проблеме фитомелиорации обсохшей части морского дна показал, что к настоящему времени проведен большой объем экспериментальных натурных работ, который позволил:

− получить характеристики обсохшего морского дна и выделить 4 категории экологических условий для проведения фитомелиорации на основании оценки типа отложений по гранулометрическому составу, засолению в корнеобитаемой толще и глубине залегания грунтовых вод;

− выявить виды, наиболее перспективные для мелиорации самых сложных в мелиоративном отношении солончаков на суглинистых и глинистых отложениях территорий, обсохших в период с 1970-х по 1990-е годы: черный саксаул (*Haloxylon aphyllum*), сарсазан (*Halochnemum strobilacea*), а также однолетние солянки *Climacoptera aralensis, Halogeton glomeratus, Atriplex pratovii, Suaeda acuminata*. Для менее засоленных почв суглинисто-супесчаного состава возможно также использовать черкез (*Salsola richteri*).

− узнать, что черный саксаул и черкез предпочтительней высаживать годовалыми саженцами высотой 17-30 см;

− разработать технологии для осуществления фитомелиоративных работ, которые будут учитывать мелиоративные особенности конкретных участков;

− установить, что черный саксаул и сарсазан предпочтительней использовать в посадках на участках с гидроморфными условиями, а сарсазан − при УГВ не глубже 1.5 м;

− узнать, что дополнительный полив солеными водами с минерализацией до 2.5 после посадки саженцев повышает выживание саженцев черкеза и солянки (*Climacoptera lanata*);

− выяснить, что популяции травоядных представляют опасность для выживания проростков и молодых саженцев;

− установить, что приживаемость и сохранность саженцев на сильнозасоленных почвах в первые два года после посадки в 10-50 раз выше, чем после посадки семенами;

− узнать, что на слабозасоленных почвах и солончаках Южного Приаралья наиболее благоприятными для формирования растительного покрова из многолетника *Ceratoides papposa* и однолетника *Kochia iranica* можно считать естественные условия (без полива). Высота растений *Ceratoides papposa* (средняя и максимальная) годового и полуторагодичного возрастов остается выше без поливов; кроме того, без полива на солончаках также выше всхожесть семян и приживаемость растений.

Заключение

Аральский кризис, начавшийся в 1960-х годах, в своей экологической части продолжается в течение 60 лет. Тем не менее, трансформация природной среды Приаралья, обусловленная падением уровня моря и сокращением огромного зеркала его водной поверхности, не закончена. Благодаря исследованиям, проводимых в режиме мониторинга, поступает информация о стабилизации отдельных процессов и завершении переформирования природных комплексов и объектов природной среды. Так, в начале 2000-х годов стало известно о стабилизации уровня Малого моря и восстановлении его солоноватоводной экосистемы (The Aral Sea …, 2014), а затем – и о стабилизации водного баланса Западной части Большого моря (Аральское море …, 2012).

Анализ исследований, посвященных изучению изменения климатических параметров в связи с развитием Аральского кризиса, показал, что к концу 1990-х годов на

метеорологических станциях Приаралья произошло сближение их значений и годового хода со значениями близлежащих пустынных метеостанций, что очень четко показано в работе В.Е. Чуба (2007). Таким образом, это исследование позволяет нам сделать вывод о завершении изменения климата Приаралья в связи с падением уровня моря и сокращением его водной поверхности. Современный климат Приаралья и его изменения теперь обусловлены уже циркуляционными процессами, происходящими на территории Средней Азии, и в настоящее время их тенденция определяется как аридное потепление (Кузьмина, Трешкин, 2016). При общем потеплении климата в будущем увеличивается вероятность появления интенсивных «волн жары» (период с очень высокой температурой воздуха, выше 39°С) и сохраняется вероятность «волн холода». Для Средней Азии характерны смены циркуляционных (синоптических) эпох, в которые одновременно происходит согласованное изменение температурного режима, осадков и скоростей ветра. Одна из таких смен произошла в 1960-х годах, когда отмечалось снижение температуры воздуха, увеличение годовых сумм осадков и уменьшение скорости ветра, что способствовало замедлению падения уровня моря и развития экологического кризиса в Приаралье (Молоснова и др., 1987; Субботина и др., 1995; Инагамова и др., 2002; Субботина, Чанышева, 2006; Чуб, 2007). Исследования, посвященные пыльным бурям − наиболее опасному явлению, все еще формирующемуся на обсохшем дне моря, показали, что для их активности характерны периоды усиления и спада, что связано с изменением силы ветра в разные климатические эпохи до тех пор, пока поверхность обсохшего морского дна не будет закреплена растительностью или не окажется вновь под водой.

Изучение изменения климата в ходе Аральского кризиса в основном проходит на основе сравнения средних значений параметров по десятилетиям и сопоставления их значения на метеостанциях, располагавшихся ранее на островах и побережье Аральского моря, а также находящихся в пустыне. Для оценки значимости происходящих изменений Ж.В. Кузьмина и С.Е. Трешкин (2016) предложили относительный коэффициент изменений, позволяющий в процентах оценить его изменение от всего размаха изменений (амплитуды его колебания) за исследуемый период. Представляется, что использование этого коэффициента весьма перспективно наряду со средними значениями параметров и значениями их максимальных и минимальных отклонений, поскольку создается возможность со временем разработать соответствие значений этого коэффициента и их экологического содержания.

Наблюдения за основными показателями климата в Приаралье и Средней Азии постоянно ведутся на большом числе метеостанций. Часть из них входит в международную систему метеонаблюдений и доступна для исследователей. На территории Приаралья таких метеостанций только две: Аральск (Аральское море) и Чимбай, хотя существует достаточно густая метеосеть республиканского значения. Республика Узбекистан в 1993 году подписала Рамочную Конвенцию ООН об изменении климата, а в ноябре 1998 года – Киотский протокол, который был ратифицирован Олий Мажлисом в 1999 году, поэтому Центр гидрометеорологической службы при кабинете министров Республики (Узгидромет) под руководством национального координатора Конвенции периодически подготавливает национальные сообщения об изменении климата. В рамках этих сообщений имеется раздел, посвященный северным районам Республики, включая Приаралье. Таким образом, мониторинг климата Приаралья ведется на высоком международном уровне, в том числе разрабатывается прогноз дальнейших изменений. Научные исследования по климату и его изменению ведутся в Центре гидрометеорологической службы при Кабинете Министров РУз (Узгидромет) и Научно-исследовательском гидрометеорологическом институте Республики Узбекистан.

Обсохшее дно Аральского моря в настоящее время представляет собой одно из основных звеньев продолжающегося Аральского кризиса. Проведенные исследования показали, что эволюция природных комплексов обсохшего дна в направлении формирования комплексов

пустынного типа находится в самом начале своего развития и, вероятно, наряду с динамикой остаточных водоемов будет продлевать существование Аральского кризиса на неопределенно длительное время.

Исследования, посвященные естественному зарастанию морского дна, свидетельствуют о том, что растительность осваивает новую сушу очень медленно. Площадь самозарастания на 2017 г. составляла 200 тыс. га. Участки, освободившиеся от воды после 2000-х годов, пока не зарастают. Данные длительных наблюдений за формированием природных комплексов на топо-экологических профилях на новой суше вблизи береговой линии 1960-х годов, начатые в 1970-1980-х годах (Курочкина, 1979; Курочкина и др., 1983, 1991; Макулбекова, 1979; Вухрер, 1979, 1990; Ишанкулов, 1980, 1985; Можайцева, 1979; Некрасова, 1979; Костюченко, 1979; Корниенко и др., 1983, 1985; Грязнова,1979) и продолжающиеся по настоящее время (Вухрер, Брекле, 2003; Димеева, 2007, 2011), послужили основанием для обобщений о закономерностях формирования рельефа, почв, ландшафтов, растительности на новой суще.

Важное теоретическое обобщение о типах первичных сукцессий растительности, факторах их развития, изменении во времени видового богатства, фитоценотической сформированности, скорости и направлении смен сообществ, завершающих стадиях, сделала Л.А. Димеева (2011). Ее исследование дало возможность сделать вывод о том, что большая часть существующих на морском дне растительных сообществ, прошедших длительный путь развития (более 50 лет) на прибрежных участках дна, все еще находится на начальных стадиях формирования (Димеева, 2006, 2011).

Фитомелирация – основной путь ускорения формирования природных комплексов на обсохшем дне моря и предотвращения пыльных бурь и пыле-солевыноса на прилегающие и отдаленные территории. Экспериментальные работы по формированию лесопосадок и публикации полученных результатах активно развивались в период 1990-2010-х годов, а в последние годы практически не велись. Рассмотрение результатов исследований коллективов казахских, узбекских и российских ученых (Каверин и др., 2005; Димеева и др., 2000, 2006, 2017, 2018; Кузьмина и др., 2004, 2006; Кузьмина, Трешкин, 2007, 2009, 2010, 2013) показало, что к настоящему времени проделана огромная работа и выполнена разработка типологии лесорастительных условий обсохшего морского дна, методов и технологий фитомелиорации для повышения выживания сеянцев и саженцев и особенностей развития растений-фитомелиорантов при разных технологиях и условиях выращивания.

Международное научное сообщество понимает высокую значимость проблемы фитомелиорации, и ученые разных стран (Германии, США, Японии, Франции) принимают активное участие в разработке проектов по проведению экспериментов и практических работ по фитомелиорации. В Узбекистане на государственном уровне разработан постоянно действующий проект по формированию лесопосадок на обсохшем дне моря.

К 2017 г. общая площадь лесопосадок, по данным МЦ КВК, достигла 500 тыс. га при площади обсохшего дна 4.7 млн. га.

Обсохшее дно моря в настоящее время – основной объект природной среды в рамках Аральского кризиса, который продолжает развиваться и нести в себе угрозу соле-пылевыноса на обширные территории пустынь, по-прежнему требуя ведения не только наблюдений за развитием природных комплексов, особенно процессов засоления-рассоления и перемещения подвижного субстрата, а также активного вмешательства с целью ускорения стабилизации всех процессов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Аральское море в начале XXI века: физика, биология, химия. 2012 / Ред. П.О. Завьялов. М.: Наука. 229 с.

Аральское море и Приаралье. 2017. Обобщение работ НИЦ МКВК по мониторингу состояния и анализу ситуации. Ташкент: Baktria press. UNESCO. 116 с. [Электронный ресурс http://icwc-aral.uz/25years/pdf/aral.pdf (дата обращения 03.05.2020)].

Аральское море. Т. VII. 1990. // Гидрометорология и гидрохимия морей СССР. Проект «Моря СССР» / Ред. В.Н. Бортник, С.П. Чистякова. Л.: Гидрометеоиздат. 195 с.

Байдал М.Х. 1961. Комплексный макроциркуляционный метод долгосрочных прогнозов погоды. Л.: Гидрометеоиздат. 210 с.

Байдал М.Х. 1972. Связь вековых колебаний уровня Аральского моря с соотношениями солнечной активности атмосферной циркуляции и макротипов атмосферной циркуляции // Труды КазНИГМИ. Вып. 44. С. 62-66.

Бейдеман И.Н., Паутова В.Н. 1969. Водный режим растений на островах и берегах озера Байкал и методика его изучения // Труды Лимнологического института. Т. 9 (29). Вып. 2. 383 с.

Бельгибаев М.Е. 1981. Эоловые процессы и структура почвенного покрова осушенного побережья осушенного побережья Арала // Рациональное использование и охрана природных ресурсов Северного и Центрального Казахстана. Алма-Ата: Кайнар. С. 63-86.

Бельгибаев М.Е., Некрасова Т.Ф., Киевская Р.Х., Можайцева Н.Ф. 1983. Прогноз формирования почвенного покрова обсыхающего дна Аральского моря // Природопользование Северного Казахстана. С. 63-86.

Богданова Н.М., Костюченко В.П. 1977. Процессы соленакопления почво-грунтов осушившегося дна Аральского моря // Известия АН СССР. Серия географическая. № 8. С. 44-56.

Богданова Н.М., Костюченко В.П. 1978. Засоленность почвогрунтов осушившегося дна Аральского моря // Известия АН СССР. Серия географическая. № 2. С. 35-45.

Большое Аральское море в начале XXI века: физика, биология, химия. 2012 / Ред. П.О. Завьялов, Е.Г. Арашкевич, И. Бастида. Институт океанологии им. П.П. Ширшова РАН. М.: Наука. 229 с.

Боровский В.М., Можайцева Н.Ф., Киевская Р.Х., Корниенко В.А., Богачев В.П. 1983. Формирование почвенного покрова на осушающемся побережье Аральского моря в пределах Казахстана // Состояние акватории и осушенного дна Аральского моря. Алма-Ата. С. 43-91.

Влияние снижения уровня Аральского моря на окружающую среду. 1979. Алма-Ата: Наука. 128 с.

Вухрер В.В. 1979. Первичное зарастание обсыхающего побережья Арала // Проблемы освоения пустынь. № 2. С. 66-69.

Вухрер В.В. 1990. Формирование растительности новой суши в пустыне. Алма-Ата: Гылым. 216 с.

Вухрер В.В., Брекле З.-В. 2003. Псаммофитная сукцессия на юго-восточном побережье Аральского моря // Ботаническая география Казахстана и Средней Азии (в пределах пустынной зоны) / Ред. Е.И. Рачковская, Е.А. Волкова, В.Н. Храмцов. СПб.: Бостон-Спектр. С. 145-152.

Галаева О.С., Идрисова В.П. 2007. Климатические особенности пыльных бурь Приаралья // Гидрометеорология и экология. № 2. С. 27-40.

Галаева О.С., Семенов О.Е., Шапов А.П. 1996. Об особенностях ветрового переноса песка в Аральском регионе // Гидрометеорология и экология. № 4. С. 73-93.

Геллер С.Ю. 1969. Некоторые аспекты проблемы Аральского моря // Проблема Аральского моря. М.: Наука. С. 5-24.

Григорьев А.А. 1985. Антропогенные воздействия на природную среду по наблюдениям из космоса. Л.: Наука. 239 с.

Григорьев А.А., Липатов В.Б. 1979. Пыльные бури в Приаралье по данным космической съемки // Развитие и преобразование природной среды. Л.: ЛГПИ им. А.И. Герцена. С. 94-103.

Грязнова Т.П. 1979. Геоморфологические условия осушающегося дна Юго-восточного Приаралья // Проблемы освоения пустынь. № 2. С. 52-57.

Джамантиков Х., Джамантиков Е.Х., Далдабаева Г.Т., Каверин В.С., Вухрер В.В. 2003. Рекомендации по ассортименту и технологии возделывания галофитов – кустарниковых и древесных насаждений на осушенном дне Аральского моря. Кызылорда. 19 с.

Димеева Л.А. 1994. Динамика урожайности фитоценозов осушенного дна Аральского моря // Известия НАН Республика Казахстан. Серия биологическая. № 5. С. 17-24.

Димеева Л.А. 1995. Эколого-исторические этапы формирования приморской растительности Приаралья // Бюллетень МОИП. Отделение биологическое. Т. 100. Вып. 2. С. 72-84.

Димеева Л.А. 2007. Закономерности первичных сукцессий Аральского побережья // Аридные экосистемы. Т. 13. № 33-34. С. 91-102.

Димеева Л.А. 2011. Динамика растительности пустынь Приаралья и Прикаспия. Дисс. … докт. биол. наук. СПб.: Институт ботаники РАН. 319 с.

Димеева Л.А., Альмурзаева С.К. 2004. Оценка изменений микроклимата после проведения фитомелиорации деградированных пастбищ Приаралья // Материалы Международной конференции «Развитие ботанической науки в Центральной Азии и ее интеграция в производство». 16-17 сентября, г. Ташкент, Узбекистан. С. 127-129.

Димеева Л.А., Бекнияз Б.К., Алимбетова З.Ж. 2017. Мониторинг саксауловых насаждений на осушенном дне Аральского моря // Материалы X всероссийской научной конференции с международным участием. 4-7 сентября, Екатеринбург: Изд-во Уральского государственного Лесотехнического университета. С. 78-87.

Димеева Л.А., Брекле З.-В., Вухерер В.В. 2008. Флора пустыни Аралкум (в пределах Казахстана) // Известия НАН РК. Серия «Биология и медицина». № 6. С. 25-31.

*Димеева Л.*А., *Ишида Н., Алимбетова З.Ш., Сеткеев Г.* 2018. Опыт создания защитных лесополос в поселках Приаралья // Материалы VII Международной научно-практической конференции «Проблемы рационального использования и охраны природных ресурсов Южного Приаралья». 17-18 июля 2018 г. Т. II. Нукус: КИЕН. С.79-80.

Димеева Л.А., Мейрман Г.Т., Будникова Т.Н., Альмурзаева С.К., Лариков С.И. 2000. Экспериментальные методы фитомелиорации побережья Аральского моря // Тезисы докладов Международной конференции «Реальность и перспективы устойчивого развития экосистем Аральского региона». Алматы. С. 9-11.

Димеева Л.А., Пермитина В.Н. 2006. Влияние физико-химических свойств засоленных почв на результаты фитомелиорации осушенного дна Аральского моря // Аридные экосистемы. Т. 12. № 29. С. 82-93.

Жалгасбаев Ж., Жоллыбеков Б., Козлова Т.С., Новикова Н.М., Шенкарева М.Е. 1980. Структура современных ландшафтов, сукцессионные процессы на осушающемся побережье Аральского моря в районе дельты Амударьи // Вестник КК ФАН УзССР. № 3. С. 18-23.

Житомирская О.М. 1964. Климатическое описание района Аральского моря. Л.: Гидрометеоиздат. 64 с.

Жоллыбеков Б. 1991. Изменение почвенного покрова приморской дельты Амударьи при аридизации. Нукус: Билим. 132 с.

Золотокрылин А.Н., Токаренко А.А. 1991. О вариациях климата в Приаралье за последние 40 лет // Известия академии наук СССР. Серия географическая. № 4. С. 69-75.

Инагамова С.И., Мухтаров Т.М., Мухтаров Ш.Т. 2002. Особенности синоптических процессов Средней Азии. Ташкент: САНИГМИ. 485 с.

Ишанкулов М.Ш. 1980. К типологии ландшафтов современных осушающихся побережий Арала // Проблемы освоения пустынь. № 5. С. 18-23.

Ишанкулов М.Ш. 1985. Развитие природных комплексов обнажающегося дна Аральского моря // География и природные ресурсы. № 2. С. 45-53.

Ишанкулов М.Ш., Курочкина Л.Я., Макулбекова Г.Б., Некрасова Т.Ф. 1979. О динамике процессов ландшафтообразования юго-восточного побережья Аральского моря

(Босайский створ) // Проблемы освоения пустынь. № 2. С. 40-51.

Кабулов С.К. 1979. Изменение экосистемы Южного Приаралья в связи с усыханием Аральского моря // Проблемы освоения пустынь. № 2. С. 78-83.

Кабулов С.К. 1982. Исследование компонентов природной среды Южного Приаралья в связи с проблемой Аральского моря // Вестник КК ФАН УзССР. № 3. С 12-15.

Кабулов С.К. 1984. Фитоценотические условия осушенного дна Аральского моря в связи с засолением и эоловыми процессами // Проблемы освоения пустынь. № 3. С. 16-20.

Кабулов С.К. 1990. Изменение фитоценозов пустынь при аридизации (на примере Приаралья). Ташкент: ФАН УзССР. 240 с.

Кабулов С.К., Новикова Н.М. 1982. Адаптация солероса европейского к обсыхающему побережью Аральского моря // Вестник КК ФАН УзССР. № 3. С. 12-15.

Каверин В.С., Салимов А.-Б.А. 2000. Перспективные улучшения экологической обстановки на осушившемся дне Аральского моря методами лесомелиорации // Новости науки Казахстана. №1. С. 21-13.

Каверин В.С., Салимов А.-Б.А., Шахматов П.Ф. 2005. О необходимости фитомелиорации осушенного дна Аральского моря // Актуальные вопросы лесного хозяйства и озеленения в Казахстане. Алматы. 2005. С. 89-96.

Каипов И.В. 1995. Моделирование трансформации ветропесчаного потока при изменении характеристик подстилающей поверхности // Актуальные проблемы гидрометеорологии озера Балхаш и Прибалхашья. СПб. С. 148-159.

Киевская Р.Х. 1979. Формирование ландшафта осушающейся полосы Восточного побережья Аральского моря в районе авандельты Сырдарьи // Проблемы освоения пустынь. № 5. С. 18-24.

Комплексные дистанционные и наземные исследования осушенного дна Аральского моря. 2008 // Ред. В.А. Духовный, П. Навратил, И. Рузиев, Г. Стулин, И. Рощенко. Ташкент: НИЦ МКВК. 190 с.

Корниенко В.А., Киевская Р.Х., Некрасова Т.Ф., Можайцева Н.Ф. 1983. Научные основы экологического прогноза опустынивания гидроморфных ландшафтов // Проблемы освоения пустынь. № 2. С. 13-21.

Корниенко В.А., Некрасова Т.Ф., Можайцева Н.Ф., Ишанкулов М.Ш. 1985. Становление почвенного покрова осушенного дна Аральского моря, изменение его в Приаралье и пути устранение неблагоприятных последствий аридизации // Доклады симпозиумов 7-го делегатского съезда ВОП. Ташкент. С. 171-179.

Костюченко В.П. 1979. Солончаки осушающегося дна Аральского моря // Особенности песчаных почв и их использование. М.: Наука. С. 134-150.

Костюченко В.П. 1984. Засоленность почвогрунтов осушающегося дна Аральского моря как предпосылка выноса соленой пыли // Проблемы освоения пустынь. № 2. С. 27-33.

Костюченко В.П., Богданова Н.М. 1979. Изучение источников возможного выноса солей на осушившемся южном побережье Аральского моря // Проблемы освоения пустынь. № 4. С. 3-10.

Кокшарова Н.Е., Исаков Г.И. 1985. О лесомелиорации осушенного дна Аральского моря // Проблемы освоения пустынь. № 5. С. 28-31.

Кравцова В.И., Мудря Т.М. 2004. Сезонные изменения береговой зоны Аральского моря по материалам космической съемки // Вестник Московского государственного университета. Серия 5 «География». № 5. С. 46-53.

Кривоногов С.К. 2009. Падение Аральского моря в Средние века // Доклады Академии Наук. 428 (1). С. 1146-1150.

Кузьмина Ж.В., Трешкин С.Е. 2007. Рекультивация солончаков обсохшего дна Аральского моря в изменяющихся климатических условиях // Биологическая рекультивация и

мониторинг нарушенных земель. Екатеринбург: Издательство Уральского университета. С. 391-408.

Кузьмина Ж.В., Трешкин С.Е. 2009. Влияние быстроменяющегося климата Приаралья на фитомелиорацию солончаков // Аридные экосистемы. Т. 15. № 3 (39). С. 46-58.

Кузьмина Ж.В., Трешкин С.Е. 2010. Влияние климатических флуктуаций и способов посадки галофитных кустарников на результаты фитомелиорации солончаков Приаралья // Аридные экосистемы. Т. 16. № 3 (43). С. 67-76.

Кузьмина Ж.В., Трешкин С.Е. 2013. Мониторинг развития саксаула черного (*Haloxylon aphyllum*) на гидроморфных солончаках обсохшего дна Аральского моря // Аридные экосистемы. Т. 19. № 4 (57). С. 40-48. [*Kuzmina Zh.V., Treshkin S.Ye.* 2013. Monitoring of Growth of Black Haloxylon (*Haloxylon aphyllum*) on Hydromorphic Salt Marches of Dried Bottom of Aral Sea // Arid Ecosystems. Vol. 3. No. 4. P. 220-226.]

Кузьмина Ж.В., Трешкин С.Е. 2016. Климатические изменения в Приаралье и Средней Азии // Аридные экосистемы. Т. 22. № 4 (69). С. 5-20. [*Kuzmina Zh.V., Treshkin S.Ye.* 2016. Climate Changes in the Aral Sea Region and Central Asia // Arid Ecosystems. Vol. 6. No. 4. P. 227-240.]

Кузьмина Ж.В., Трешкин С.Е., Мамутов Н.К. 2004. Влияние климатических изменений и полива на формирование растительности опытным путем в обсохшей части Аральского моря // Аридные экосистемы. Т. 9. № 21. С. 82-94.

Кузьмина Ж.В., Трешкин С.Е., Мамутов Н.К. 2006. Результаты опытного формирования естественной растительности на засоленных землях обсохшей части Аральского моря // Аридные экосистемы. Т. 11. № 29. С. 27-39.

Курбаниязов А.К. 2017. Эволюция ландшафтов обсохшего дна Аральского моря: монография. М.: Издательский дом Академии Естествознания. 148 с.

Курочкина Л.Я. 1979. Ботанические исследования в бассейне Аральского моря // Проблемы освоения пустынь. № 3. С. 9-17.

Курочкина Л.Я., Вухрер В.В. 1987. Развитие идей В.Н. Сукачева о сингенезе // Вопросы динамики биогеоценозов: Доклады на IV ежегодных чтениях памяти В.Н. Сукачева, г. Москва, 1985 г. М.: Наука. С. 5-27.

Курочкина Л.Я., Вухрер В.В., Макулбекова Г.Б., Димеева Л.А. 1991. Состояние растительности осушенного дна и побережья Аральского моря // Известия РАН. Серия географическая. № 4. С. 76-88.

Курочкина Л.Я., Макулбекова Г.Б., Вухрер В.В., Малайсарова А.Н. 1983. Растительность осушенного дна Аральского моря // Состояние акватории и осушенного дна Аральского моря. Алма-Ата. С. 91-128.

Майлун З.А. 1973. Тугайная растительность – Potamophyta // Растительный покров Узбекистана. Ташкент: Наука. Т. 2. С. 303-375.

Макулбекова Г.Б. 1979. Растительность Босайского створа и ее смена // Проблемы освоения пустынь. № 5. С. 31-36.

Можайцева Н.Ф. 1979. Эволюция ландшафтов при обсыхании восточного побережья Аральского моря // Проблемы освоения пустынь. № 3. С. 18-24.

Можайцева Н.Ф., Некрасова Т.Ф. 1984. Метод подсчета ветрового выноса солей с обсыхающего дна Аральского моря // Проблемы освоения пустынь. № 6. С. 15-21.

Молоснова Т.И., Илиняк Э.Л. 1991. Климатические колебания общей циркуляции атмосферы и типов синоптических процессов // Труды САНИГМИ. Вып. 141 (222). С. 3-11.

Молоснова Т.И., Субботина О.И., Чанышева С.Г. 1987. Климатические последствия хозяйственной деятельности в зоне Аральского моря. М.: Гидрометеоиздат. 119 с.

Некрасова Т.Ф. 1979. Особенности водно-солевого режима почв юго-восточного побережья Аральского моря // Проблемы освоения пустынь. № 4. С. 18-28.

Нечаева Н.Т. 1989. Экологические основы сохранения и обогащения пастбищ аридной зоны СССР // Проблемы освоения пустынь. № 2. С. 3-12.

Нечаева Н.Т., Шамсутдинов З.Ш. 1990. Антропогенная динамика пустынных биогеоценозов и пути восстановления их продуктивности // VIII Чтения памяти академика В.Н. Сукачева. Проблемы антропогенной динамики биогеоценозов. М.: Наука. С. 31-33.

Николаев В.А. 1979. Проблемы регионального ландшафтоведения. М.: Изд-во МГУ. 160 с.

Никулина С.П. 1998. Применение скользящего контроля для выделения сигналов глобального потепления в региональных температурных рядах // Труды САНИГМИ. Вып. 156 (237). С. 109-115.

Никулина С.П., Спекторман Т.Ю. 1998. Использование сценариев изменения глобальной температуры для оценок термического режима Узбекистана // Труды САНИГМИ. Вып. 156 (237). С. 103-108.

Новикова Н.М, Жалгасбаев Ж., Жоллыбеков Б., Козлова Т.С., Шенкарева М.Е. 1980. Структура современных ландшафтов и сукцессионные процессы на осушающемся побережье Аральского моря в районе дельты Амударьи // Вестник Каракалпакского филиала АН УзССР. № 3. С. 18-23.

Новикова Н.М. 1977. Принципы сохранения ботанического разнообразия дельтовых равнин Турана // Дисс. … докт. геогр. наук. М.: ГУЗ. 104 с.

Новикова Н.М. 2019. Эколого-географический аспект Аральского кризиса. Ч. 1. Развитие Аральской проблемы, её изучение, оценка и разработка мероприятий // Экосистемы: экология и динамика. 2019. Т. 3. № 1. С. 5-66.

Огарь Н.П., Бижанова Г.К, Димеева Л.А., Пермитина В.Н. 2005а. Фитомелиорация солончаковых пустынь побережья Аральского моря // Известия Национальной АНРК. Серия «Биология и медицина». № 1. С. 89-93.

Огарь Н.П., Каверин В.С., Вухрер В.В., Димеева Л.А., Джамантиков Х., Исмаилов М.И. 2005б. Экспериментальные работы по фитомелиорации осушенного дна Аральского моря // Актуальные вопросы лесного хозяйства и озеленения в Казахстане. Алматы. С. 157-162.

Панкратова И.В. 2002. Эколого-физиологическая характеристика растительного покрова песчаного побережья Аральского моря (о. Барсакельмес): Автореф. дис. … канд. биол. наук. СПб.: Российский государственный педагогический университет им. А.И. Герцена. 16 с.

Панкратова И.В. 2007. Водный режим фитоценозов песчаного побережья Арала // Аридные экосистемы. Т. 13. № 33-34. С. 101-112.

Попов В.А. 2017. Ландшафтогенез Аральской впадины // Известия Географического общества Узбекистана. Т. 50. С. 22-31.

Проект «Создание защитных лесных насаждений на осушенном дне Аральского моря». 2017.08.09 [Электронный ресурс http://www.cawater-info.net/best-practices/ru/base/marker/177 (дата обращения 29.06. 2019)].

Разаков Р.М., Косназаров К.А. 1987. Эоловый вынос и выпадение солепылевых частиц в Приаралье // Проблемы Аральского моря и природоохранные мероприятия. Ташкент. С. 24-32.

Рафиков А.А. 1982. Природные условия осушающегося южного побережья Аральского моря. Ташкент: ФАН. 148 с.

Рубанов И.В., Богданова Н.М. 1987. Количественная оценка солевой дефляции на осушающемся дне Аральского моря // Проблемы освоения пустынь. № 3. С. 23-34.

Сатановская Т. 2020. Почему высохло Аральское море [Электронный ресурс https://pronedra.ru/pochemu-aralskoe-more-vysoxlo-451456.html (дата обращения 17.02.2020)].

Семенов О.Е., Каипов И.В., Шапов А.П. 1990. Песчано-солевые бури в Приаралье // Гидрометеорологические проблемы Приаралья / Ред. Г.Н. Чичасов. Л.: Гидрометеоиздат. 276 с.

Семенов О.Е., Тулина Л.П., Чичасов Г.Н. 1991. Об изменениях климата и экологических условий Приаралья // Мониторинг природной среды в бассейне Аральского моря. СПб.: Гидрометеоиздат. С. 150-176.

Семенов О.Е., Шапов А.П., Галаева О.С., Идрисова В.П. 2006. Ветровой вынос и песчано-солевые выпадения с осушенной части дна Аральского моря // Аридные экосистемы. Т. 12. № 29. С. 47-58.

Современное состояние и изменение природной среды и экосистем Приаралья и на обсохшей части дна Аральского моря. 1979. Промежуточный отчет, архив ИГ РАН. 456 с.

Спекторман Т.Ю., Петрова Е.В. 2006. Оценка изменений климата Узбекистана на перспективу // Труды НИГМИ. Вып. 6 (251). С. 41-54.

Субботина О.И., Чевычалова Т.М. 1991. Особенности многолетних изменений атмосферной циркуляции на территории Средней Азии // Труды САНИГМИ. Вып. 141 (222). С. 12-21.

Субботина О.И., Чанышева С.Г. 2006. Климат Приаралья. Ташкент: НИГМИ. 172 с.

Субботина О.И., Чанышева С.Г., Молоснова Т.И. 1995. Изменчивость климата Средней Азии / Ред. Ф.А. Муминов, С.И. Инагамова. Ташкент: САНИГМИ. 216 с.

Толкачева Г.А., Аксенова Л.А., Конюхов В.Г. 1985. Мониторинг атмосферных выпадений в Среднеазиатском регионе. Ташкент: Гидрометеоиздат. 66 с.

Третье национальное сообщение республики Узбекистан по рамочной конвенции ООН об изменении климата. 2013 г. Ташкент: Узгидромет. 246 с.

Чуб В.Е. 2000. Изменение климата и его влияние на природно-ресурсный потенциал Республики Узбекистан. Ташкент: САНИГМИ. 252 с.

Чуб В.Е. 2007. Изменение климата и его влияние на гидрометеорологические процессы, агроклиматические и водные ресурсы Республики Узбекистан. Ташкент: Узгидромет. 135 с.

Чуб В.Е., Спекторман Т.Ю. 2006. Климатические тренды по территории Узбекистана // Изменение климата, причины, последствия и меры реагирования. Бюллетень № 10. С. 5-16.

Шамсутдинов З.Ш. 1975. Создание долголетних пастбищ в аридной зоне Средней Азии. Ташкент: Фан. 176 с.

Шамсутдинов З.Ш., Шамсутдинов Н.З. 2010. Учение Н.Т. Нечаевой о пустынных пастбищах // Аридные экосистемы. Т. 16. № 2 (42). С. 11-29.

Aralkum – a Man-Made Desert: The Desiccated Floor of Aral Sea (Central Asia). 2012 / Eds. S-W. Berkley, W. Wucherer, L. Dimeeva, N. Ogar // Ecological Studies. Berlin Heidelberg: Springler-Verlag. 488 p.

Glantz Michael H. Creeping environmental problems in the Aral Sea basin. 1990 [Электронный ресурс http://archive.unu.edu/unupress/unupbooks/uu18ce/uu18ce04.htm#4. creeping environmental problems in the aral sea basin (дата обращения 03.05.2020)].

Kim J., Song Ch., Lee S., Jo H. ‑ W., Park E., Yu H., Cha S., An J., Son Yo., Khamzina A., Lee W. ‑ K. 2020. Identifying Potential Vegetation Establishment Areas in the Aral Sea using Satellite Images // Land degradation and development. First published: 03 May 2020. [Электронный ресурс https://doi.org/10.1002/ldr. 3642 (дата обращения 03.05.2020)].

Meirman G., Dimeyeva L, Dzhamantykov K., Wucherer W., Breckle S.-W. 2001. Seeding Experiments on the Dry Aral Sea Floor for Phytomelioration // Sustainable Land Use in Deserts. Springer-Verlag Berlin. Heidelberg. P. 318-322.

Ressl R., Ptichnikov A. 2001. Aral Sea GIS. Project Sponsored by USAID and Institute of Geography of Russian Academy of Sciences. M. P. 3-4.

The Aral Sea: the Devastation and Partial Rehabilitation of a Great Lake. 2014 / Eds. Ph. Micklin, N.V. Aladin, I. Plotnikov. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag. 454 p.

Yair A. 2001. Sedimentary Environments in the Desiccated Aral Sea Floor: Vegetation Recovery and Prospects for Reclamation // Sustainable Land Use in Deserts. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag. P. 310-317.

UDC 504.058 (262.83)

ECOLOGICAL AND GEOGRAPHICAL ASPECTS OF THE ARAL SEA CRISIS. PART 2. RESEARCH OF CLIMATE DYNAMICS AND DRIED-UP SEA BOTTOM

© 2020. N.M. Novikova

Water Problems Institute of the Rsssian Academy of Sciences
Russia, 119333, Moscow, Gubkina Str, 3. E-mail: nmnovikova@gmail.com

Received May 05, 2020. After revision May 25, 2020. Accepted Juni 01, 2020.

In the second part of our article we study the researches on the subject of the climatic parameters changes in the territory of the Aral Sea region, and their current conditions. The researches were carried out under the Aral crisis. We describe and discuss the approaches to their study and evaluation, used by different authors. By the end of the 1990s the values of air temperature and amplitude of its fluctuations at the island and coastal weather stations approached the values at the desert stations. This indicates that the period of climate change in the Aral Sea region, which was caused by the drop of sea level, has ended. The studies on dust storms have shown that their activity is characterized by the periods of increase and decrease due to the wind strength changes in different climatic ages. The studies on the natural overgrowth of the sea floor indicate that new terrestrial vegetation develops very slowly and areas that became waterless after the 2000s are not yet covered with plants. Data of the long-term observations on vegetation formation in the complex topo-ecological profiles on the new land that were started in the 1970-1980s and are still going, served as the basis for a theoretical generalization of the types of primary vegetation successions, factors of their development, temporal changes of species' richness, phytocenotic formation, speed and direction of communities' changes, and their final stages. We concluded that most of the plant communities that had a long path of development (more than 50 years) on the coastal areas of the sea floor are still in their initial stages of formation. Experimental work on the formation of forest plantations on the dried-up sea bottom and publications on the results were actively developing in 1990-2010s, but now there are practically none. The results of Kazakh and Uzbek scientists on the development of typology of forest growing conditions of the dried sea bottom, methods and technologies of phytomelioration for improving the survival of seedlings and the one-year-old young plants are considered.

Keywords: Aral Sea, Aral crisis, dry bottom, climate, air temperature, precipitation, changes, trends, assessment, salt and dust transfer, dust storms, drifting dust, natural overgrowth, successions types, soil salinization, sustainable species, phytomelioration technologies, features of plant species development in forest plantations.

DOI: 10.24411/2542-2006-2020-10062