

Савостикова О.Н.¹, Мамонов Р.А.¹, Тюрина И.А.¹, Алексеева А.В.¹, Николаева Н.И.²

Ксенобиотики и продукты их трансформации в сточных водах (обзор литературы)

¹ФГБУ «Центр стратегического планирования и управления медико-биологическими рисками здоровью» Федерального медико-биологического агентства, 119121, Москва, Россия;

²ФГАОУ ВО «Первый московский государственный медицинский университет имени И.М. Сеченова» Министерства Здравоохранения Российской Федерации (Сеченовский Университет)», 119991, Москва, Россия

В гидросферу со сточными водами попадает множество различных загрязняющих химических веществ. Значительным источником переноса ксенобиотиков в водную среду являются станции очистки сточных вод. Широкое применение фармацевтических препаратов, средств личной гигиены, косметической продукции, бытовой химии, дезинфицирующих средств и инсектицидов напрямую отражается в их наличии в водной среде и приводит к тому, что химические компоненты этих средств и продукты их трансформации могут быть обнаружены уже не только в поверхностных, но и в подземных водах, а также в питьевой воде. Кроме того, функционирование различных промышленных производств приводит к образованию большого количества сточных вод, загрязнённых текстильными красителями, нефтепродуктами, силиконами, фенолами и их производными, фталевыми эфирами, бисфенолом А и другими веществами, способными наносить ущерб водным объектам, отрицательно влиять на водную биоту или даже нанести вред экосистемам. В процессе водоочистки и далее под действием факторов окружающей среды вещества, попавшие в сточную воду, способны трансформироваться в ряд других соединений. Продукты трансформации могут быть более токсичными, чем исходные соединения, кроме того, некоторые из них под действием различных факторов способны превращаться обратно в исходные соединения. Поиск источников, описывающих исследования, посвящённые загрязняющим веществам и их трансформации в водных системах, проводился в англоязычных текстовых базах PubMed, Scopus, Science Direct, Web of Science, Research Gate, Springer Link и в научной электронной библиотеке eLIBRARY.ru.

Ключевые слова: сточные воды; загрязняющие вещества; ксенобиотики; трансформация веществ; продукты трансформации; загрязнение водоёмов; обзор

Для цитирования: Савостикова О.Н., Мамонов Р.А., Тюрина И.А., Алексеева А.В., Николаева Н.И. Ксенобиотики и продукты их трансформации в сточных водах (обзор литературы). *Гигиена и санитария*. 2021; 100(11): 1218-1223. <https://doi.org/10.47470/0016-9900-2021-100-11-1218-1223>

Для корреспонденции: Тюрина Ирина Алексеевна, биолог отд. профилактической токсикологии и медико-биологических исследований, ФГБУ «ЦСП» ФМБА России, 119121, Москва. E-mail: ITurina@cspmz.ru

Конфликт интересов. Авторы декларируют отсутствие явных и потенциальных конфликтов интересов в связи с публикацией данной статьи.

Финансирование. Исследование не имело спонсорской поддержки.

Участие авторов: Савостикова О.Н. — концепция и дизайн исследования, сбор и обработка материала, написание текста, редактирование; Мамонов Р.А. — концепция и дизайн исследования, сбор и обработка материала, редактирование; Тюрина И.А. — сбор и обработка материала, написание текста, редактирование; Алексеева А.В. — сбор и обработка материала; Николаева Н.И. — написание текста. Все соавторы — утверждение окончательного варианта статьи, ответственность за целостность всех частей статьи.

Поступила: 22.03.2021 / Принята к печати: 28.09.2021 / Опубликована: 30.11.2021

Olga N. Savostikova¹, Roman A. Mamonov¹, Irina A. Turina¹, Anna V. Alekseeva¹, Natalya I. Nikolaeva²

Xenobiotics and products of their transformation in wastewater (literature review)

¹Centre for Strategic Planning and Management of Biomedical Health Risks of the Federal Biomedical Agency, Moscow, 119121, Russian Federation;

²Sechenov Moscow State Medical University (Sechenov University), Moscow, 119991, Russian Federation

Many different chemical pollutants get into the hydrosphere with wastewater. An essential source of xenobiotic transfer into the aquatic environment is wastewater treatment plants. The widespread use of drugs, personal care products, cosmetic products, household chemicals, disinfectants and insecticides is directly reflected in their presence in the aquatic environment. It is the reason for the appearance of these chemical components and products of their transformation in surface waters, groundwater, and drinking water. Besides, various industries lead to the formation of a large amount of wastewater contaminated with textile dyes, oil products, silicones, phenols and their derivatives, phthalate ethers, bisphenol A and other substances capable of causing harm to water bodies, harming aquatic biota or even inflicting damage to ecosystems. Substances that have entered wastewater can be transformed into many other compounds during water purification and afterwards under environmental factors. The transformation products can be more toxic than the parent compounds, and some can convert back to the parent compounds under various factors. The search of sources describing researches dedicated to pollutants and their transformation in aqueous systems was carried out in the English-speaking text databases: PubMed, Scopus, Science Direct, Web of Science, Research Gate, Springer Link and scientific electronic library — eLIBRARY.ru.

Keywords: wastewater; transformation; transformation products; pollutants; xenobiotics; sewage; review

For citation: Savostikova O.N., Mamonov R.A., Turina I.A., Alekseeva A.V., Nikolaeva N.I. Xenobiotics and products of their transformation in wastewater (literature review). *Gigiena i Sanitariya (Hygiene and Sanitation, Russian journal)*. 2021; 100(11): 1218-1223. <https://doi.org/10.47470/0016-9900-2021-100-11-1218-1223> (In Russ.)

For correspondence: Irina A. Turina, MD, biologist of the Centre for Strategic Planning and Management of Biomedical Health Risks of the Federal Biomedical Agency (Centre for Strategic Planning, Moscow, 119121, Russian Federation. E-mail: ITurina@cspmz.ru

Information about the authors:

Savostikova O.N., <https://orcid.org/0000-0002-7032-1366> Mamonov R.A., <https://orcid.org/0000-0002-6540-6015> Turina I.A., <https://orcid.org/0000-0002-9364-5654>
Aleksееva A.V., <https://orcid.org/0000-0002-0422-8382> Nikolaeva N.I., <https://orcid.org/0000-0003-1226-9990>

Contribution: *Savostikova O.N.* – the concept and design of the study, collection and processing of material, writing the text; *Mamonov R.A.* – the concept and design of the study, collection and processing of the material; *Turina I.A.* – collection and processing of material, writing the text; *Aleksееva A.V.* – collection and processing of the material; *Nikolaeva N.I.* – writing the text. *All authors* are responsible for the integrity of all parts of the manuscript and approval of the manuscript final version.

Conflict of interest. The authors declare no conflict of interest.

Acknowledgement. The study had no sponsorship.

Received: March 22, 2021 / Accepted: September 28, 2021 / Published: November 30, 2021

Общее увеличение химической нагрузки на окружающую среду, отмечающееся в последние годы, приводит к повышению химической нагрузки на гидросферу, в которую со сточными водами попадает множество различных загрязняющих химических веществ. Это фармацевтические препараты, дезинфицирующие, антисептические, косметические средства, инсектициды, бытовая химия, средства личной гигиены, сточные воды различных промышленных производств. За последние 10–15 лет проведено достаточное количество исследований, посвящённых изучению ксенобиотиков в водных системах [1]. В поверхностных [2, 3], подземных [4, 5] и питьевых водах [6, 7] определены активные фармацевтические субстанции и пестициды. В ряде исследований показано, что концентрации и токсичность продуктов трансформации и метаболитов химических веществ [8, 9] могут превышать концентрации исходных соединений. Также обнаружено, что под действием факторов окружающей среды многие метаболиты могут превращаться в исходные соединения [10, 11]. Кроме того, важнейшим источником переноса ксенобиотиков в гидросферу названы сооружения по очистке сточных вод [1, 10, 12–14].

Широкое применение фармацевтических препаратов, антисептиков и косметической продукции приводит к тому, что их компоненты обнаруживаются не только в поверхностных [15, 16], но и подземных водах [17, 18], а также в питьевой воде [19] в концентрациях от нг/л до мкг/л. Многие из этих химических веществ могут нанести вред экосистемам, а их долгосрочное, синергетическое действие на здоровье человека не изучено в полном объёме [20].

Одним из основных источников загрязнения вод фармацевтическими препаратами и продуктами их трансформации являются выделения пациентов, принимавших лекарственные препараты [2]. Из организма человека лекарственные средства могут выводиться практически без изменений в объёме до 90% от принятой дозы [21]. Необходимо отметить, что фармацевтические субстанции в ходе традиционных процессов очистки сточных вод удаляются или трансформируются частично [22]. Другой фактор, не менее важный по объёму поступления в окружающую среду фармацевтических препаратов, – это неправильная утилизация как лекарственных средств, так и отходов фармацевтической промышленности [23] и больниц. Стоки с ферм и свалок способствуют появлению фармацевтических препаратов в природных водах и приводят к их широкому распространению в водной среде. В окружающей среде некоторые фармацевтические препараты разлагаются только частично или очень медленно, в то время как другие менее устойчивы [24]. Кроме того, постоянное поступление фармацевтических препаратов часто превышает скорость их разложения и превращает их в псевдопостоянные загрязнения окружающей среды [25].

В литературе описываются исследования по обнаружению в воде наиболее распространённых лекарственных средств и продуктов их трансформации, а также по эффективности очистки сточных вод от фармацевтических препаратов. Карбамазепин, диклофенак, ибупрофен и кетопрофен обнаружены в речных, сточных и озёрных водах, а также в осажённых частицах. Концентрация карбамазепина составила от 1 до 209 нг/л, диклофенака – от 5 до 836 нг/л, ибупрофена – от 9 до 952 нг/л, кетопро-

фена – от 2 до 129 нг/л. В донных отложениях обнаружены концентрации кетопрофена, которые варьировались от 79 до 135 мкг/г, в то время как карбамазепин, диклофенак, ибупрофен обнаружены только в следовых количествах. Результаты показывают, что на концентрацию фармацевтических препаратов влияют биологические и химические реакции, происходящие в процессах очистки сточных вод, а также ультрафиолетовое излучение [26].

Ибупрофен ((RS)-2-(4-изобутилфенил)-пропионовая кислота) является одним из наиболее популярных нестероидных противовоспалительных препаратов (далее – НПВП), обладающих обезболивающим, жаропонижающим и противовоспалительным свойствами. Он является часто используемым препаратом и доступен на рынке как безрецептурное средство. В окружающей среде ибупрофен подвергается фотохимической трансформации [26, 27]. В своей работе Larsen C. и соавт. предварительно идентифицировали продукты его биотрансформации: гидрокси-ибупрофен, карбокси-ибупрофен и 4-изобутилкатехол [28]. Диклофенак также является НПВП, обычно используемым в качестве анальгетика и противовоспалительного средства, около 15% которого выводится из организма в неизменённом виде [29]. Его обнаруживают после очистных сооружений и в водных объектах, куда производится сброс очищенных сточных вод, поскольку его биодegradация ограничена [30]. В поверхностных водах фоторазложение диклофенака является основным путём его деградации, а продуктами разложения являются 2-[2-(хлорфенил)амино]бензальдегид [31], 8-хлор-9Н-карбазол-1-уксусная кислота [32] и п-бензохинон-имин 5-гидроксидиклофенака [33], они более токсичны, чем исходное вещество [31]. Мefенаминовая кислота, относящаяся к НПВП, часто обнаруживается в сточных водах очистных сооружений и ниже по течению от точки сброса. Под действием УФ-излучения образуются четыре продукта трансформации [34].

Также в сточных водах обнаруживается карбамазепин – противоэпилептическое фармацевтическое средство, применяемое в качестве противосудорожного препарата при больших судорожных припадках (тонико-клонических эпилептических приступах) и при фокальной психомоторной эпилепсии. Во время ультрафиолетовой обработки (УФО) в процессе фотоллиза образуются 2 токсичных продукта его трансформации: акридин или акридон. Результаты всех анализов острой токсичности показали, что исходное соединение карбамазепин значительно менее токсично, чем акридин или акридон [9].

В течение десятилетий антибиотики назначаются для лечения инфекционных заболеваний у людей и животных. Кроме того, антибиотики широко используются в животноводстве для увеличения производства мяса путём предотвращения инфекций и стимулирования роста [35]. Всё это приводит к широкому распространению антибактериальных препаратов в объектах окружающей среды. Наиболее часто применяемыми противомикробными средствами во всех европейских странах остаются пенициллины [36].

По оценкам китайских учёных [37] и Harnisz M. и соавт. [38], ежегодно в окружающую среду поступает несколько тысяч тонн антибиотиков и продуктов их трансформации. Источники загрязнения поверхностных, грунтовых вод и даже питьевой воды антибиотиками очень разнообразны и могут носить как разовый, так и постоянный характер [39]. По литературным данным,

очистные сооружения часто указываются как основной источник загрязнения антибиотиками воды водных объектов. В процессе очистки сточных вод фармацевтические препараты подвергаются трансформации, биоразложению или сорбции на активном иле и осадках, в зависимости от технологии, используемой при очистке, а также от физических, химических и биохимических свойств самого соединения [40]. Однако необходимо отметить, что в большинстве случаев мероприятия по очистке сточных вод не полностью удаляют антибиотики и продукты их трансформации [41]. Сброс очищенных сточных вод приводит к загрязнению различных поверхностных вод (рек, озёр, прибрежной зоны морей) [18]. Использование поверхностных вод, загрязнённых лекарственными препаратами, приводит к их накоплению в почве, а затем они могут накапливаться в сельскохозяйственных культурах или загрязнять грунтовые воды [42]. Постоянными источниками загрязнения поверхностных вод антибиотиками являются стоки или дренажные воды из районов сельского хозяйства и животноводства, фермы аквакультур, неконтролируемые свалки [39, 43]. Антибиотики, применяемые в ветеринарии, можно рассценивать как основной и постоянный источник их поступления в окружающую среду. Так, в Европейском союзе в 2004 г. было произведено 5393 т ветеринарных антибиотиков [44].

Большое внимание к загрязнению антибиотиками окружающей среды, в частности воды, связано с развитием резистентных штаммов бактерий [45]. Устойчивость к антибиотикам представляет собой глобальную угрозу для здоровья человека и животных [46].

Пробы сточных, неочищенных и очищенных вод, а также речной воды были исследованы на наличие тетрациклина, 17-альфа-этинилэстрадиола, напроксена и продуктов их трансформации. Были обнаружены продукты трансформации 17-альфа-этинилэстрадиола и напроксена в сточных водах, в пробах очищенной воды обнаружен матаиресинол [47].

Метформин является наиболее распространённым препаратом, используемым для лечения диабета 2-го типа, также он используется в качестве противоракового средства и для лечения синдрома поликистозных яичников. Этот препарат не метаболизируется в организме человека. На станциях очистки сточных вод это загрязнение в основном превращается в гуанилмочевину, а также в 2,4-диамино-1,3,5-триазин, 4-DAT; 2-амино-4-метиламино-1,3,5-триазин, 2,4-AMT; метилбигуанид. Метформин, гуанилмочевина и метилбигуанид были обнаружены в сточных и поверхностных водах. Необходимо отметить, что метформин и гуанилмочевина биоаккумулируются в сельскохозяйственных видах растений, рыбе и мидиях и соответственно по пищевой цепочке могут воздействовать на человека. Наиболее эффективными методами очистки вод от метформина в лабораторных условиях явились фиторемедиация, адсорбция и биodeградация, однако в натуральных условиях очистных сооружений эти методы показали меньшую эффективность [48].

Reinholds и соавт. в 2017 году оценивали эффективность удаления остатков фармацевтических препаратов на Даугавгривской (Daugavgriva) муниципальной станции очистки сточных вод в г. Риге (Латвия). Преобладающими соединениями среди 19 исследованных фармацевтических продуктов, определённых в сточных водах, были кофеин и ацетаминофен в пределах 7570–11 403 и 810–1883 нг/л соответственно. Анализ полученных данных показал, что аэробное сбраживание в биологических прудах – недостаточно эффективный способ очистки сточных вод от большинства фармацевтических препаратов [49].

Отдельная проблема – это загрязнение водных объектов сточными водами, содержащими тестостерон и эстрадиол [50]. Широкое распространение получили гели, содержащие гормоны. Так, гель с эстрогенным действием восполняет дефицит эстрогенов у женщины в период менопаузы, а также показан женщинам с гипофункцией гонад и овариоэктомией [51], а гель с тестостероном реко-

мендуется при мужском гипогонадизме [52]. Гормоносодержащие гели лишь частично впитываются в кожу, оставшееся количество может смываться с кожи и попадать в бытовые сточные воды. Поступление гормонов в организм человека может приводить к нарушению работы организма и, в частности, к эндокринным нарушениям [50, 52, 53].

Другим направлением при анализе литературных данных о трансформации химических веществ в сточных водах под воздействием химических и физических факторов (технологии водоочистки) и их дальнейшем изменении в поверхностных водах было изучение имеющихся данных о составе промышленных сточных вод.

Так, производство кремнийорганических соединений приводит к образованию большого количества силиконовых сточных вод. Кремнийорганические материалы – новый класс материалов с уникальными свойствами, широко применяемых в аэрокосмической, электронной и электротехнической промышленности, архитектуре, энергетике и биомедицине [54]. Производство кремнийорганического соединения и его промежуточных соединений включает в себя большое количество сложных синтетических реакций, что означает, что характеристики кремнийорганических сточных вод имеют очень сложный характер. Как правило, кремнийорганические сточные воды содержат много силиконовых полимеров с высокой минерализацией, а также с высокой химической потребностью в кислороде, таким образом, кремнийорганические сточные воды по своей природе не являются биоразлагаемыми [55].

Текстильная промышленность является одним из ресурсоёмких по потреблению топлива и химических веществ видов антропогенной деятельности и, соответственно, одним из крупнейших загрязнителей в мире, образуя большое количество загрязнённых сточных вод [56, 57]. Особое внимание требуется уделить использованию питьевой воды при различных операциях производственной цепочки, таких как мытьё, отбеливание, окраска [58]. Однако основной ущерб, наносимый текстильной промышленностью окружающей среде, связан со сбросом в водоёмы неочищенных сточных вод [57], обычно составляющих 80% от общего объёма выбросов, производимых этой отраслью [59]. Цвет текстильных красителей не только наносит эстетический ущерб водоёмам [60], но также предотвращает проникновение света через воду [61], что приводит к снижению скорости фотосинтеза [62] и уровня растворённого кислорода, влияющего на всю водную биоту [61]. Текстильные красители также действуют как токсичные, мутагенные и канцерогенные агенты [63, 64], сохраняются в качестве загрязнений окружающей среды и пересекают целые пищевые цепи, обеспечивая биомагнификацию [65], так что организмы на более высоких трофических уровнях показывают более высокие уровни загрязнения по сравнению с их кормовой базой [66]. В этом смысле следует особо упомянуть текстильные красители азотного типа, из которых около 15–50% не связываются с тканью во время процесса окрашивания и сбрасываются в сточные воды. В развивающихся странах такие сточные воды обычно используются в сельском хозяйстве с целью орошения [67]. Использование этих азотистых соединений негативно влияет на микробные сообщества почвы [62], на прорастание и рост растений [67]. Соответственно, больше внимания следует уделять значительному количеству биоразлагаемых органических соединений, особенно текстильных красителей [68].

В литературе встречается информация о характеристиках сточных вод машиностроительных предприятий Московской и Пензенской областей. Установлено, что в большинстве случаев наиболее трудноудаляемыми загрязнениями являются нефтепродукты, поступающие в сточные воды от операций обработки металлов, а также ионы тяжёлых металлов [69].

Необходимо отдельно отметить, что из-за своей промышленной значимости фенолы антропогенного происхождения являются одними из наиболее распространённых

ных органических загрязнений, встречающихся во многих промышленных сточных водах [70]. Из-за высокой растворимости, а также летучести фенолы могут вызвать вредное воздействие через нос, рот, глаза, а также через кожу. Кроме того, присутствие некоторых из этих соединений в сточных водах может привести к образованию более опасных продуктов трансформации в ходе процессов химической обработки, что усугубит их воздействие на окружающую среду и здоровье человека [71]. К тому же некоторые производные фенола оказывают мутагенное и канцерогенное действие в отношении людей и других живых организмов [72].

Фталевые эфиры (РАЕ), жирорастворимые синтетические химические вещества, используемые в качестве добавок во многих промышленных товарах, содержащих поливинилхлорид (ПВХ) и бисфенол А (ВРА), являются промышленными химическими веществами, классифицированными как химические вещества, разрушающие эндокринную систему [73–75]. Фталевые эфиры попадают в поверхностные водоёмы через городской сток и дренаж, а также через бытовые и промышленные сбросы сточных вод [76, 77], которые могут быть серьёзной угрозой для окружающей среды, биоты и здоровья человека [78, 79]. Бисфенол А является компонентом поликарбонатных пластиков и эпоксидных смол, которые широко используются при производстве многих потребительских товаров [75]. Он имеет короткий период полураспада, но является постоянным загрязнителем из-за его непрерывного выброса [80], который может происходить во время химического производства, транспортировки и переработки. Бисфенол А обнаруживается в поверхностных водах, осадках сточных вод и сточных водах [81–83]. Fent и соавт. показали, что бисфенол А быстро деградирует в почве с периодом полураспада менее трёх дней. Также было показано временное превращение бисфенола А в пять или менее метаболитов, чей период распада тоже составлял менее трёх дней. Канада стала первым государством, которое добавило бисфенол А в список токсичных веществ страны в качестве меры предосторожности для ограничения его использования и подготовки к его запрету [84, 85].

Средства личной гигиены представляют собой разнобразную группу обычных бытовых химических веществ и также являются источником постоянного загрязнения водных объектов. Попадание этих веществ в водоёмы происходит в основном из очистных сооружений через сточные воды из-за их неполного или неэффективного удаления [86]. Основная проблема, связанная с очисткой сточных вод, заключается в удалении микрозагрязнителей, которые не могут быть эффективно удалены обычной очисткой. Широко распространёнными микрозагрязнителями являются компоненты мыла, зубных паст, шампуней и кремов, а именно консерванты, биоциды, мускус и УФ-фильтры, которые могут быть эндокринными разрушителями и/или стойкими загрязнителями в окружающей среде [87]. В работе Wang J. и соавт. описан мониторинг 943 органических микрозагрязнителей в сточных водах муниципальных очистных сооружений с процессами вторичной и глубокой очистки в Китае. Исходя из частоты обнаружения и концентрации, потенциально вредными оказались следующие вещества: полициклические ароматические углеводороды (ПАУ) (2-метилнафталин, флуорантен, пирен, нафталин и фенантрен), антипирены фосфора (трибутилфосфат (ТБФ), трис (2-хлорэтил) фосфат (ТСЕР) и трис (1,3-дихлор-2-пропил) фосфат (ТДСР)), фталаты (бис (2-этилгексил) фталат (ДЕНР)), бензотиазолы (бензотиазол, 2-(метилтио)-бензотиазол и 2 (3Н)-бензотиазол) и фенол [88]. Триклозан (5-хлор-2-(2,4-дихлорфенокси)-фенол)

представляет собой биоцид, добавляемый в антибактериальные мыла, дезодоранты, зубные пасты. Из-за его стойкости триклозан часто обнаруживается в поверхностных водах и донных отложениях [3, 89]. При его фотодиссоциации в водных растворах идентифицированы четыре продукта трансформации триклозана: 2,8-дихлордibenзо-п-диоксин, 5-хлор-2-(4-хлорфенокси) фенол, 5-хлор-2-(2-хлорфенокси)-фенол и 2-гидрокси-8-хлордibenзодиоксин [87], которые являются стойкими в окружающей среде загрязнителями.

Неионные поверхностно-активные вещества широко используются как в различных отраслях промышленности, так и в повседневной жизни [90]. Они более токсичны, чем анионные ПАВ [91], и являются одним из распространённых загрязнителей окружающей среды [93]. Из-за широкого спектра применения эти загрязнители неизбежно попадают в окружающую среду, что может нанести серьёзный вред экосистемам [91]. Биodeградация неионных поверхностно-активных веществ является неполной и может привести к накоплению потенциально опасных метаболитов в окружающей среде, в особенности этоксилатов алкилфенола. Их биodeградация приводит к образованию короткоцепочечных фенольных этоксилатов и карбоксилатных метаболитов [93].

В свою очередь, в литературе встречаются данные об обнаружении в пробах сточных вод действующих веществ различных инсектицидных средств. В работе Markle J.C. и соавт. отмечено обнаружение в биосолидах и в очищенных сточных водах популярных бытовых инсектицидов – пиретроидов [94]. Известными продуктами трансформации инсектицида группы пиретроидов – перметрина в окружающей среде являются 3-феноксibenзиловый спирт и 3-феноксibenзойная кислота [95]. За последнее десятилетие фипронил и имидаклоприд получили широкое распространение в качестве действующих веществ бытовых и профессиональных средств для борьбы с насекомыми [96]. Известными продуктами трансформации имидаклоприда в окружающей среде являются деснитро-имидаклоприд и имидаклоприд-мочевина, фипронила – фипронил-сульфид [95]. И фипронил, и имидаклоприд, как правило, присутствуют в городских стоках [97–99], а в работе Sadaria A.M. и соавт. показано, что стандартная очистка малоэффективна для уменьшения их сброса в окружающую среду [100].

По результатам анализа литературных данных становится понятно, что в процессе очистки сточных вод не все ксенобиотики удаляются полностью, что приводит к их попаданию в поверхностные воды. По ходу очистки и далее в поверхностных водах оставшиеся загрязнения способны трансформироваться в другие вещества, а некоторые из них в свою очередь могут превратиться обратно в исходные соединения. Иногда продукты трансформации являются более токсичными, чем исходное соединение. Загрязнение поверхностных вод может приводить к загрязнению подземных вод и питьевой воды. Таким образом, сточные воды, загрязнённые антропогенными веществами, способны сократить количество качественной питьевой воды, что может привести к её нехватке. Кроме того, стоки, загрязнённые токсичными веществами, наносят ущерб водоёмам. Учёные многих стран проводят мониторинг сброса загрязняющих веществ в гидросферу и изучают их трансформацию на очистных сооружениях и в поверхностных водах. Данные о том, какие именно вещества попадают в водоёмы, в каких концентрациях, об их токсичности, возможных продуктах трансформации и источниках возникновения способствуют появлению новых более эффективных способов очистки сточных вод от этих ксенобиотиков.

Литература

(п.п. 1–68, 70–91, 93–100 см. References)

69. Кузин Е.Н., Кручинина Н.Е. Оценка эффективности использования комплексных коагулянтов в процессах очистки сточных вод машиностроительного производства. *Известия высших учебных заведений. Серия: Химия и химическая технология*. 2019; 62(10): 140–6. <https://doi.org/10.6060/ivkkt.20196210.5939>

92. Гончарук В.В., Клищенко Р.Е., Корниенко И.В. Деструкция неионогенных ПАВ в плазмохимическом реакторе. *Химия и технология воды*. 2017; 39(6): 642–50.

References

- Mathon B., Choubert J.M., Miegé C., Coquery M. A review of the photodegradability and transformation products of 13 pharmaceuticals and pesticides relevant to sewage polishing treatment. *Sci. Total Environ.* 2016; 551: 712–24. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.009>
- Zuccato E., Calamari D., Natangelo M., Fanelli R. Presence of therapeutic drugs in the environment. *Lancet.* 2000; 355(9217): 1789–90. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(00\)02270-4](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(00)02270-4)
- Kolpin D.W., Furlong E.T., Meyer M.T., Thurman E.M., Zaugg S.D., Barber L.B., et al. Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in US streams, 1999–2000: A national reconnaissance. *Environ. Sci. Technol.* 2002; 36(6): 1202–11. <https://doi.org/10.1021/es011055j>
- Ternes T.A. Analytical methods for the determination of pharmaceuticals in aqueous environmental samples. *TrAC Trends Anal. Chem.* 2001; 20(8): 419–34. [https://doi.org/10.1016/S0165-9936\(01\)00078-4](https://doi.org/10.1016/S0165-9936(01)00078-4)
- Heberer T. Tracking persistent pharmaceutical residues from municipal sewage to drinking water. *J. Hydrol.* 2002; 266(3–4): 175–89. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00165-8](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00165-8)
- Jones O.A., Lester J.N., Voulvoulis N. Pharmaceuticals: a threat to drinking water? *Trends Biotechnol.* 2005; 23(4): 163–7. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2005.02.001>
- Togola A., Budzinski H. Multi-residue analysis of pharmaceutical compounds in aqueous samples. *J. Chromatogr. A.* 2008; 1177(1): 150–8. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2007.10.105>
- La Farre M., Pérez S., Kantiani L., Barceló D. Fate and toxicity of emerging pollutants, their metabolites and transformation products in the aquatic environment. *TrAC Trends Anal. Chem.* 2008; 27(11): 991–1007. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2008.09.010>
- Donner E., Kosjek T., Qualmann S., Kusk K.O., Heath E., Revitt D.M., et al. Ecotoxicity of carbamazepine and its UV photolysis transformation products. *Sci. Total Environ.* 2013; 443: 870–6. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.059>
- Celiz M.D., Tso J., Aga D.S. Pharmaceutical metabolites in the environment: analytical challenges and ecological risks. *Environ. Toxicol. Chem.* 2009; 28(12): 2473–84. <https://doi.org/10.1897/09-173.1>
- Azuma T., Ishida M., Hisamatsu K., Yunoki A., Otomo K., Kunitou M., et al. A method for evaluating the pharmaceutical deconjugation potential in river water environments. *Chemosphere.* 2017; 180: 476–82. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.04.040>
- Bendz D., Paxéus N.A., Ginn T.R., Loge F.J. Occurrence and fate of pharmaceutically active compounds in the environment, a case study: Høje River in Sweden. *J. Hazard. Mater.* 2005; 122(3): 195–204. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.03.012>
- Carballa M., Omil F., Lema J.M., Llompart M.A., García-Jares C., Rodríguez I., et al. Behavior of pharmaceuticals, cosmetics and hormones in a sewage treatment plant. *Water Res.* 2004; 38(12): 2918–26. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.03.029>
- Spongberg A.L., Witter J.D. Pharmaceutical compounds in the wastewater process stream in Northwest Ohio. *Sci. Total Environ.* 2008; 397(1–3): 148–57. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.02.042>
- Couperus N.P., Pagsuyoin S.A., Bragg L.M., Servos M.R. Occurrence, distribution, and sources of antimicrobials in a mixed-use watershed. *Sci. Total Environ.* 2016; 541: 1581–91. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.086>
- Metcalfe C.D., Chu S., Judt C., Li H., Oakes K.D., Servos M.R., et al. Anti-depressants and their metabolites in municipal wastewater, and downstream exposure in an urban watershed. *Environ. Toxicol. Chem.* 2010; 29(1): 79–89. <https://doi.org/10.1002/etc.27>
- Carrara C., Ptacek C.J., Robertson W.D., Blowes D.W., Moncur M.C., Sverko E., et al. Fate of pharmaceutical and trace organic compounds in three septic system plumes, Ontario, Canada. *Environ. Sci. Technol.* 2008; 42(8): 2805–2811. <https://doi.org/10.1021/es070344q>
- Lapworth D., Baran N., Stuart M., Ward R. Emerging organic contaminants in groundwater: a review of sources, fate and occurrence. *Environ. Pollut.* 2012; 163: 287–303. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.12.034>
- Metcalfe C., Hoque M.E., Sultana T., Murray C., Helm P., Kleywegt S. Monitoring for contaminants of emerging concern in drinking water using POCIS passive samplers. *Environ. Sci. Process. Impacts.* 2014; 16(3): 473–81. <https://doi.org/10.1039/c3em00508a>
- Petrie B., Barden R., Kasprzyk-Hordern B. A review on emerging contaminants in wastewaters and the environment: Current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring. *Water Res.* 2015; 72: 3–27. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.08.053>
- Hirsch R., Ternes T., Haberer K., Kratz K.L. Occurrence of antibiotics in the aquatic environment. *Sci. Total Environ.* 1999; 225(1): 109–118. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00337-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00337-4)
- Blair B.D., Crago J.P., Hedman C.J., Treguer R.J.F., Magruder C., Royer L.S., et al. Evaluation of a model for the removal of pharmaceuticals, personal care products, and hormones from wastewater. *Sci. Total Environ.* 2013; 444: 515–21. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.103>
- Phillips P.J., Smith S.G., Kolpin D.W., Zaugg S.D., Buxton H.T., Furlong E.T., et al. Pharmaceutical formulation facilities as sources of opioids and other pharmaceuticals to wastewater treatment plant effluents. *Environ. Sci. Technol.* 2010; 44(13): 4910–6. <https://doi.org/10.1021/es100356f>
- Calza P., Medana C., Padovano E., Giancotti V., Minero C. Fate of selected pharmaceuticals in river waters. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2013; 20(4): 2262–70. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1097-4>
- Gonçalves C.M.O., Sousa M.A.D., Alpendurada M.d.F.P. Analysis of acidic, basic and neutral pharmaceuticals in river waters: clean-up by 1°, 2° amino anion exchange and enrichment using an hydrophilic adsorbent. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 2013; 93(1): 1–22. <https://doi.org/10.1080/03067319.2012.702272>
- Lindholm-Lehto P.C., Ahkola H.S., Knuutinen J.S., Herve S.H. Occurrence of pharmaceuticals in municipal wastewater, in the recipient water, and sedimented particles of northern Lake Päijänne. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2015; 22(21): 17209–23. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4908-6>
- Vione D., Maddigapu P.R., De Laurentiis E., Minella M., Maurino V., et al. Modelling the photochemical fate of ibuprofen in surface waters. *Water Res.* 2011; 45(20): 6725–36. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.10.014>
- Larsen C., Yu Z.H., Flick R., Passeur E. Mechanisms of pharmaceutical and personal care product removal in algae-based wastewater treatment systems. *Sci. Total Environ.* 2019; 695: 133772. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133772>
- Landsdorp D., Vree T., Janssen T., Guelen P. Pharmacokinetics of rectal diclofenac and its hydroxy metabolites in man. *Int. J. Clin. Pharmacol. Ther. Toxicol.* 1990; 28(7): 298–302.
- Andreozzi R., Raffaele M., Nicklas P. Pharmaceuticals in STP effluents and their solar photodegradation in aquatic environment. *Chemosphere.* 2003; 50(10): 1319–30. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(02\)00769-5](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00769-5)
- Schulze T., Weiss S., Schymanski E., von der Ohe P.C., Schmitt-Jansen M., Altenburger R., et al. Identification of a phytotoxic photo-transformation product of diclofenac using effect-directed analysis. *Environ. Pollut.* 2010; 158(5): 1461–6. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.12.032>
- Agüera A., Pérez Estrada L., Ferrer I., Thurman E., Malato S., Fernández-Alba A. Application of time-of-flight mass spectrometry to the analysis of phototransformation products of diclofenac in water under natural sunlight. *J. Mass Spectrom.* 2005; 40(7): 908–15. <https://doi.org/10.1002/jms.867>
- Gröning J., Held C., Garten C., Claubitzer U., Kaschabek S.R., Schlömann M. Transformation of diclofenac by the indigenous microflora of river sediments and identification of a major intermediate. *Chemosphere.* 2007; 69(4): 509–16. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.03.037>
- Chen P., Wang F.L., Yao K., Ma J.S., Li F.H., Lv W.Y., et al. Photodegradation of mefenamic acid in aqueous media: kinetics, toxicity and photolysis products. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 2016; 96(2): 203–9. <https://doi.org/10.1007/s00128-015-1680-8>
- Cycoń M., Mroziak A., Piotrowska-Seget Z. Antibiotics in the soil environment – degradation and their impact on microbial activity and diversity. *Front. Microbiol.* 2019; 10: 338. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.00338>
- European Centre for disease prevention and Control. An agency of the European Union. Country overview of antimicrobial consumption. Available at: <https://www.ecdc.europa.eu/en/activities/surveillance/esac-net/pages/index.aspx>
- Ji X., Shen Q., Liu F., Ma J., Xu G., Wang Y., et al. Antibiotic resistance gene abundances associated with antibiotics and heavy metals in animal manures and agricultural soils adjacent to feedlots in Shanghai, China. *J. Hazard. Mater.* 2012; 235–236: 178–85. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.07.040>
- Harnisz M., Korzeniewska E., Gołaś I. The impact of a freshwater fish farm on the community of tetracycline-resistant bacteria and the structure of tetracycline resistance genes in river water. *Chemosphere.* 2015; 128: 134–41. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.01.035>
- Barbosa M.O., Moreira N.F., Ribeiro A.R., Pereira M.F., Silva A.M. Occurrence and removal of organic micropollutants: an overview of the watch list of EU Decision 2015/495. *Water Res.* 2016; 94: 257–79. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.02.047>
- Ternes T., Joss A. *Human Pharmaceuticals, Hormones and Fragrances.* London, New York: IWA publishing; 2007.
- Loos R., Carvalho R., António D.C., Comero S., Locoro G., Tavazzi S., et al. EU-wide monitoring survey on emerging polar organic contaminants in wastewater treatment plant effluents. *Water Res.* 2013; 47(17): 6475–87. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.08.024>
- Shenker M., Harush D., Ben-Ari J., Cheftz B. Uptake of carbamazepine by cucumber plants – a case study related to irrigation with reclaimed wastewater. *Chemosphere.* 2011; 82(6): 905–10. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.10.052>
- Vymazal J., Březinová T. The use of constructed wetlands for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: a review. *Environ. Int.* 2015; 75: 11–20. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.026>
- Kools S.A., Moltmann J.F., Knacker T. Estimating the use of veterinary medicines in the European Union. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 2008; 50(1): 59–65. <https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2007.06.003>
- Kumar M., Jaiswal S., Sodhi K.K., Shree P., Singh D.K., Agrawal P.K., et al. Antibiotics bioremediation: Perspectives on its ecotoxicity and resistance. *Environ. Int.* 2019; 124: 448–61. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.12.065>
- Munita J.M., Arias C.A. Mechanisms of antibiotic resistance. *Microbiol. Spectr.* 2016; 4(2): 481–511. <https://doi.org/10.1128/microbiolspec.VMBF-0016-2015>
- Śliwka-Kaszyńska M., Jakimska-Nagórska A., Wasik A., Kot-Wasik A. Phototransformation of three selected pharmaceuticals, naproxen, 17 α -Ethinylestradiol and tetracycline in water: Identification of photoproducts and transformation pathways. *Microchem. J.* 2019; 148: 673–83. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2019.05.036>
- Elizalde-Velázquez G.A., Gómez-Oliván L.M. Occurrence, toxic effects and removal of metformin in the aquatic environments in the world: Recent trends and perspectives. *Sci. Total Environ.* 2020; 702: 134924. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134924>

Review article

49. Reinholds I., Muter O., Pugajeva I., Rusko J., Perkons I., Bartkevics V. Determination of pharmaceutical residues and assessment of their removal efficiency at the Daugavgrīva municipal wastewater treatment plant in Riga, Latvia. *Water Sci. Technol.* 2016; 75(2): 387–96. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.528>
50. Viega B.L., Rocha A.M., Düsman E. Cosmetics with hormonal composition for bioindicators *Artemia salina* L. and *Allium cepa* L. toxic potential. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2020; 27(6): 6659–66. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07392-0>
51. MedicinaNET. Estreva. Available at: <https://www.medicinanet.com.br/bula/2304/estreva.htm>
52. Tsamets C.P., Isidori A.M. Testosterone replacement therapy: For whom, when and how? *Metabolism.* 2018; 86: 69–78. <https://doi.org/10.1016/j.metabol.2018.03.007>
53. Bila D.M., Dezotti M. Desreguladores endócrinos no meio ambiente: efeitos e consequências. *Química Nova.* 2007; 3(2): 651–66. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422007000300027>
54. Wang D., Cao J., Han D., Li W., Feng S. Novel organosilicon synthetic methodologies. *Progress Chem.* 2019; 31(1): 110–20. <https://doi.org/10.7536/PC180535>
55. Liu J., Li J., Mei R., Wang F., Sellamuthu B. Treatment of recalcitrant organic silicone wastewater by fluidized-bed Fenton process. *Sep. Purif. Technol.* 2014; 132: 16–22. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2014.04.050>
56. Lellis B., Fávoro-Polonio C.Z., Pamphile J.A., Polonio J.C. Effects of textile dyes on health and the environment and bioremediation potential of living organisms. *Biotechnol. Res. Inn.* 2019; 3(2): 275–90. <https://doi.org/10.1016/j.biori.2019.09.001>
57. Bhatia S.C. *Pollution Control in Textile Industry*. New Delhi: Woodhead Publishing India; 2017.
58. Hossain M.S., Das S.C., Islam J.M.M., Al Mamun M.A., Khan M.A. Reuse of textile mill ETP sludge in environmental friendly bricks – effect of gamma radiation. *Rad. Phys. Chem.* 2018; 151: 77–83. <https://doi.org/10.1016/j.radphyschem.2018.05.020>
59. Wang D.M. *Environmental Protection in Clothing Industry. Proceedings of the 2015 International Conference on Sustainable Development (ICSD2015)*. Singapore: World Scientific Publishing Co Pte Ltd; 2016: 729–35.
60. Setiadi T., Andriani Y., Erlania M. *Treatment of Textile Wastewater by a Combination of Anaerobic and Aerobic Processes: A Denim Processing Plant Case. Southeast Asian Water Environment I: Selected Papers from the First International Symposium on Southeast Asian Water Environment (Biodiversity and Water Environment)*. Bangkok: IWA Publishing; 2006: 159–66.
61. Hassan M.M., Carr C.M. A critical review on recent advancements in the removal of reactive dyes from dyehouse effluent by ion-exchange adsorbents. *Chemosphere.* 2018; 209: 201–19. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.043>
62. Imran M., Crowley D.E., Khalid A., Hussain S., Mumtaz M.W., Arshad M. Microbial biotechnology for decolorization of textile wastewaters. *Rev. Environ. Sci. Bio/Technol.* 2015; 14(1): 73–92. <https://doi.org/10.1007/s11557-014-9344-4>
63. Aquino J.M., Rocha-Filho R.C., Ruotolo L.A.M., Boecchi N., Biaggio S.R. Electrochemical degradation of a real textile wastewater using β -PbO₂ and DSA® anodes. *Chem. Eng. J.* 2014; 251: 138–45. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.04.032>
64. Khatri J., Nidheesh P.V., Anantha Singh T.S., Suresh Kumar M. Advanced oxidation processes based on zero-valent aluminium for treating textile wastewater. *Chem. Eng. J.* 2018; 348: 67–73. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.04.074>
65. Sandhya S. *Biodegradation of Azo Dyes under Anaerobic Condition: Role of Azoreductase. Biodegradation of Azo Dyes. The Handbook of Environmental Chemistry*. Berlin: Heidelberg; 2010: 39–57.
66. Newman M. *Fundamentals of Ecotoxicology*. Boca Raton: CRC Press; 2009.
67. Rehman K., Shahzad T., Sahar A., Hussain S., Mahmood F., Siddique M.H., et al. Effect of Reactive Black 5 azo dye on soil processes related to C and N cycling. *PeerJ.* 2018; 6: e4802. <https://doi.org/10.7717/peerj.4802>
68. Orts F., del Río A.I., Molina J., Bonastre J., Cases F. Electrochemical treatment of real textile wastewater: Trichromy Procion HEXL®. *J. Electroanal. Chem.* 2018; 808: 387–94. <https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2017.06.051>
69. Kuzin E.N., Kruchinina N.E. Evaluation of effectiveness of use of complex coagulants for wastewater treatment processes of mechanical engineering. *Izvestiya vysshikh uchebnykh zavedeniy. Seriya: Khimiya i khimicheskaya tekhnologiya.* 2019; 62(10): 140–6. <https://doi.org/10.6060/ivkkt.20196210.5939> (in Russian)
70. Mu'azu N.D., Jarrah N., Zubair M., Alagha O. Removal of phenolic compounds from water using sewage sludge-based activated carbon adsorption: a review. *Int. J. Environ. Res. Public Health.* 2017; 14(10): 1094. <https://doi.org/10.3390/ijerph14101094>
71. Busca G., Berardinelli S., Resini C., Arrighi L. Technologies for the removal of phenol from fluid streams: A short review of recent developments. *J. Hazard. Mater.* 2008; 160(2–3): 265–88. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.03.045>
72. Michałowicz J., Duda W. Phenols – sources and toxicity. *Pol. J. Environ. Stud.* 2007; 16(3): 347–62.
73. Heudorf U., Mersch-Sundermann V., Angerer J. Phthalates: Toxicology and exposure. *Int. J. Hyg. Environ. Health.* 2007; 210(5): 623–34. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2007.07.011>
74. Oehlmann J., Oetken M., Schulte-Oehlmann U. A critical evaluation of the environmental risk assessment for plasticizers in the freshwater environment in Europe, with special emphasis on bisphenol A and endocrine disruption. *Environ. Res.* 2008; 108(2): 140–9. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2008.07.016>
75. Vandenberg L.N., Maffini M.V., Sonnenschein C., Rubin B.S., Soto A.M. Bisphenol-A and the great divide: A review of controversies in the field of endocrine disruption. *Endocr. Rev.* 2009; 30(1): 75–95. <https://doi.org/10.1210/er.2008-0021>
76. Clara M., Windhofer G., Hartl W., Braun K., Simon M., Gans O., et al. Occurrence of phthalates in surface runoff, untreated and treated wastewater and fate during wastewater treatment. *Chemosphere.* 2010; 78(9): 1078–84. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.12.052>
77. Çifci D.İ., Kinaci C., Arıkan O.A. Occurrence of phthalates in sewage sludge from three wastewater treatment plants in Istanbul, Turkey. *CLEAN – Soil, Air, Water.* 2013; 41(9): 851–5. <https://doi.org/10.1002/clean.201200212>
78. Huang J., Nkrumah P.N., Li Y., Appiah-Sefah G. Chemical behavior of phthalates under abiotic conditions in landfills. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 2013; 224: 39–52. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-5882-1_2
79. Net S., Sempéré R., Delmont A., Paluselli A., Ouddane B. Occurrence, fate, behavior and ecotoxicological state of phthalates in different environmental matrices. *Environ. Sci. Technol.* 2015; 49(7): 4019–35. <https://doi.org/10.1021/es505233b>
80. Staples C.A., Dome P.B., Klecka G.M., Oblock S.T., Harris L.R. A review of the environmental fate, effects, and exposures of bisphenol A. *Chemosphere.* 1998; 36(10): 2149–73. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(97\)10133-3](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(97)10133-3)
81. Flint S., Markle T., Thompson S., Wallace E. Bisphenol A exposure, effects, and policy: A wildlife perspective. *J. Environ. Manage.* 2012; 104: 19–34. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.03.021>
82. Lee S., Liao C., Song G.J., Ra K., Kannan K., Moon H.B. Emission of bisphenol analogues including bisphenol A and bisphenol F from wastewater treatment plants in Korea. *Chemosphere.* 2015; 119: 1000–6. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.09.011>
83. Pookpoosa I., Jindal R., Morknoy D., Tantrakarnapa K. Occurrence and efficacy of bisphenol A (BPA) treatment in selected municipal wastewater treatment plants, Bangkok, Thailand. *Water Sci. Technol.* 2015; 72(3): 463–71. <https://doi.org/10.2166/wst.2015.232>
84. Fent G., Hein W.J., Moendel M.J., Kubiak R. Fate of 14C-bisphenol A in soils. *Chemosphere.* 2003; 51(8): 735–6. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00100-0](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00100-0)
85. Vandenberg L.N. Exposure to bisphenol A in Canada: invoking the precautionary principle. *CMAJ.* 2011; 183(11): 1265–70. <https://doi.org/10.1503/cmaj.101408>
86. Montes-Grajales D., Fennix-Agudelo M., Miranda-Castro W. Occurrence of personal care products as emerging chemicals of concern in water resources: A review. *Sci. Total Environ.* 2017; 595: 601–14. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.286>
87. Yuval A., Friedler E., Westphal J., Olsson O., Dubowski Y. Photodegradation of micropollutants using V-UV/UV-C processes; Triclosan as a model compound. *Sci. Total Environ.* 2017; 601–602: 397–404. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.172>
88. Wang J., Tian Z., Huo Y., Yang M., Zheng X., Zhang Y. Monitoring of 943 organic micropollutants in wastewater from municipal wastewater treatment plants with secondary and advanced treatment processes. *J. Environ. Sci.* 2018; 67: 309–17. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.09.014>
89. Bock M., Lyndall J., Barber T., Fuchsman P., Perruchon E., Capdevielle M. Probabilistic application of a fugacity model to predict triclosan fate during wastewater treatment. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 2010; 6(3): 393–404. https://doi.org/10.1897/IEAM_2009-070.1
90. Kuznetsov V.V., Kapustin E.S., Pirogov A.V., Kurdin K.A., Filatova E.A., Kolesnikov V.A. An effective electrochemical destruction of non-ionic surfactants on bismuth-modified lead dioxide anodes for wastewater pretreatment. *J. Solid State Electrochem.* 2020; 24(1) 173–83. <https://doi.org/10.1007/s10008-019-04483-3>
91. Czech B., Čwikła-Bundyra W. Advanced oxidation processes in Triton X-100 and wash-up liquid removal from wastewater using modified TiO₂/Al₂O₃ photocatalysts. *Water Air Soil Pollut.* 2012; 223(8): 4813–22. <https://doi.org/10.1007/s11270-012-1237-y>
92. Goncharuk V.V., Klishchenko R.E., Kornienko I.V. Destruction of nonionic surfactants in plasmachemical reactor. *Khimiya i tekhnologiya vody.* 2017; 39(6): 642–50. (in Russian).
93. Šima J., Holcová V. Removal of nonionic surfactants from wastewater using a constructed wetland. *Chem. Biodivers.* 2011; 8(10): 1819–32. <https://doi.org/10.1002/cbdv.201100063>
94. Markle J.C., van Buuren B.H., Moran K., Barefoot A.C. Pyrethroid pesticides in municipal wastewater: A baseline survey of publicly owned treatment works facilities. In: *Describing the Behavior and Effects of Pesticides in Urban and Agricultural Settings: Chapter 8. ACS Symposium Series, Volume 1168*. American Chemical Society; 2014: 177–94. <https://doi.org/10.1021/bk-2014-1168.ch008>
95. Eawag – Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology. Parent-Transformation Product Pairs from Eawag. Available at: <https://zenodo.org/record/3829088#.XzuQb-gzaUI>
96. Simon-Delso N., Amaral-Rogers V., Belzunces L.P., Bonmatin J.M., Chagnon M., Downs C., et al. Systemic insecticides (neonicotinoids and fipronil): trends, uses, mode of action and metabolites. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2015; 22(1): 5–34. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3470-y>
97. Ensminger M.P., Budd R., Kelley K.C., Goh K.S. Pesticide occurrence and aquatic benchmark exceedances in urban surface waters and sediments in three urban areas of California, USA, 2008–2011. *Environ. Monit. Assess.* 2013; 185(5): 3697–710. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2821-8>
98. Budd R., Ensminger M., Wang D., Goh K.S. Monitoring Fipronil and Degradates in California Surface Waters, 2008–2013. *J. Environ. Qual.* 2015; 44(4): 1233–40. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.01.0018>
99. Hladik M.L., Kolpin D.W. First national-scale reconnaissance of neonicotinoid insecticides in streams across the USA. *Environ. Chem.* 2016; 13(1): 12–20. <https://doi.org/10.1071/EN15061>
100. Sadaria A.M., Sutton R., Moran K.D., Teerlink J., Brown J.V., Halden R.U. Passage of fiproles and imidacloprid from urban pest control uses through wastewater treatment plants in northern California, USA. *Environ. Toxicol. Chem.* 2017; 36(6): 1473–82. <https://doi.org/10.1002/etc.3673>