

УДК 598.279(4/5)

## РОЛЬ ХИЩНИКОВ В ФОРМИРОВАНИИ ГОРОДСКИХ ПОПУЛЯЦИЙ ПТИЦ. 3. ХИЩНИКИ В РОССИЙСКИХ ГОРОДАХ – ПРЕПЯТСТВИЕ ДЛЯ СИНУРБИЗАЦИИ ВИДОВ-ЖЕРТВ?

© 2022 г. Н. С. Морозов\*

*Институт проблем экологии и эволюции имени А.Н. Северцова РАН,  
Москва, 119071 Россия*

*\*e-mail: morozovn33@gmail.com*

Поступила в редакцию 08.10.2020 г.

После доработки 16.06.2021 г.

Принята к публикации 20.06.2021 г.

Для изучения специфики отношений “хищник–жертва” в урболандшафтах особый интерес представляют города, в которых синурбизация у некоторых ключевых видов хищников начинается раньше, чем у большинства видов-жертв, или одновременно с ними. Яркий пример – Московский мегаполис. Сопоставление приблизительных сроков появления московских популяций у разных видов птиц показывает, что и при подобном “сценарии” у целого ряда видов-жертв в привлекательных для них биотопах формируется или сохраняется (сверх)высокая плотность гнездования. У нескольких видов-жертв, изучавшихся в последние десятилетия в отдельных точках города, не только плотность, но и доля успешных гнезд оказались довольно высокими (два вида синиц, рябинник) или, по крайней мере, не низкими (певчий дрозд). Эти выводы в целом подтверждаются сведениями из некоторых других городов европейской части России. И при внушительной плотности населения и значительном видовом богатстве хищников урболандшафт успешно осваивают многие виды-жертвы, представляющие разные надвидовые таксоны и экологические группы. Среди них немало открыто гнездящихся видов, чьи кладки и птенцы особенно доступны для разорителей гнезд, таких как врановые птицы и ушастая сова. В целом можно дать отрицательный, хотя и с оговорками, ответ на вопрос, являются ли городские популяции хищников труднопреодолимым препятствием для синурбизации видов-жертв.

*Ключевые слова:* городская экология, урбанизация, синурбисты, межвидовые взаимодействия, хищничество, отношения “хищник–жертва”, гнездовое хищничество, парадокс хищничества, Москва, Россия

DOI: 10.31857/S004451342201007X

Данное сообщение продолжает серию из четырех публикаций, в которых анализируются представления о значении прессинга хищников в освоении птицами городской среды. В первом сообщении рассматривался видовой состав птиц, сформировавших специфические городские популяции, и обсуждались вероятные экологические механизмы образования сверхплотных гнездовых поселений в городских биотопах. До начала прошлого века даже среди птиц и млекопитающих число видов-урбанистов оставалось небольшим. Их набор ограничивался несколькими полными и частичными синантропами, в том числе отдельными видами, начавшими заселять урболандшафты недавно, например в 19-м столетии, такими как вяхирь (*Columba palumbus*) и черный дрозд (*Turdus merula*) в ряде областей Западной и Центральной Европы. Однако затем, особенно во

2-й половине 20-го столетия, городские популяции в некоторых частях или за пределами исконных ареалов стали формироваться и у других видов, которые прежде либо вообще не проявляли склонности к синантропии, либо населяли сельский ландшафт. Было предложено именовать этот процесс синурбизацией.

Если быть точнее, данным термином обозначают приспособление отдельных видов наземных позвоночных к условиям городской среды. Это приспособление завершается появлением специфических популяций, которые обычно характеризуются антропотолерантностью особей и повышенной локальной плотностью, а зачастую и другими особенностями экологии, поведения, морфологии и физиологии (Luniak, 2004). Термин применяется по отношению к местным и чужеродным, в том числе интродуцированным ви-

дам, освоившим города, зачастую лишь природные и озелененные городские территории, в последние десятилетия, максимум последние 1.5–2 столетия, при этом продолжающим населять и негородские ландшафты. Критерии и некоторые практические трудности в использовании этого понятия вкратце обсуждались нами в первом сообщении (Морозов, 2021).

Полные синантропы при освоении современных городов реализовали “багаж”, накопленный ими на протяжении длительной истории обитания рядом с человеком. Их численность высока главным образом на участках застройки, где ослаблено воздействие целого ряда негативных факторов. Успех представителей данной группы в урбандиапозах может быть объяснен их готовностью быстро заполнить свободные экологические ниши. Однако в отношении большинства синурбистов это объяснение явно неубедительно. Они достигают высоких плотностей населения не в сплошной застройке, а на природных и озелененных городских территориях, которые характеризуются внушительным набором видов, так что их успех вряд ли может быть следствием конкурентного высвобождения, заполнения “экологического вакуума” и т.п.

В целом, в освоении городских ландшафтов достигли успеха очень разные морфоэкологические группы птиц и млекопитающих, виды с разными уровнями высшей нервной деятельности, социальной организации и т.п. Принимая во внимание предмет данной серии сообщений, следует подчеркнуть, что городские популяции формируются, особенно в последние 4–5 десятилетий, и у все большего числа видов хищников. Вместе с тем, по мнению ряда специалистов, изначально именно более слабый пресс хищничества стал одной из главных причин экологического высвобождения видов-жертв в городах. Однако так считают далеко не все.

Во втором сообщении были рассмотрены противоположные точки зрения на прессинг хищников в городах по сравнению с природными/сельскими ландшафтами (Морозов, 2021a). Согласно одной из них он понижен, согласно другой – повышен. Было показано, что сведения о репродуктивных потерях, обусловленных хищничеством, большей частью о разоряемости гнезд, весьма противоречивы. Против каждой из гипотез и в ее пользу свидетельствует значительное число работ. Судить о правильности двух точек зрения применительно к прессингу, оказываемому хищниками на “взрослых” особей, в том числе на первогодков после их ухода с территории рождения, пока не представляется возможным из-за острой нехватки фактических данных.

Автор разделяет мнение Томялояца (Tomiało-jć, 1994, 2017 и др.) о том, что без знания истории развития событий в конкретных городах суждения об экологических и поведенческих механизмах формирования городских популяций видов-жертв и хищников на основании результатов последующих, да еще и кратковременных, исследований выглядят более чем сомнительно. Особый интерес представляют территории, на которых синурбизация у хищников началась раньше, чем у жертв, или одновременно с ними. Примеры такой последовательности дают, в частности, некоторые города европейской части России. Необходимо подчеркнуть, что сроки и очередность формирования городских популяций в этом регионе существенно отличаются от таковых в Западной и Центральной Европе. В целом, на западе субконтинента синурбизация птиц и млекопитающих началась раньше, проявилась у большего числа видов и, наконец, у большего числа видов привела к четко выраженной специфике городских популяций (см. Tomiało-jć, 1976; Luniak et al., 1990; Luniak, 2004; Лыков, 2009a; Urban carnivores ..., 2010; Šálek et al., 2015 и др.), чем на востоке. По всей видимости, данный градиент обусловлен различиями в истории, характере и степени антропогенной трансформации разных частей Европы, а также в климатических и социально-экономических условиях.

Цель настоящего сообщения – попытаться ответить на вопрос, являются ли уже образовавшиеся или формирующиеся городские популяции ключевых видов хищников труднопреодолимым препятствием для аналогичного процесса у видов-жертв. Эта попытка предпринята на примере российских городов, пусть с привлечением сведений отрывочного и частного характера, взятых главным образом из фаунистических, а не целенаправленных экологических работ. Автор стремится подчеркнуть актуальность данной проблематики для отечественной экологии и зоологии, в том числе “выигрышность” целого ряда российских городов как модельных объектов, которая пока недооценивается. Длительное время во всем мире города и пригороды не пользовались популярностью у экологов как места проведения многолетних, детальных полевых исследований (McDonnell, 2011). Однако если за рубежом ситуация разительно изменилась за последних полтора–два десятилетия, у нас планомерных экологических исследований в урбандиапозах, увы, по-прежнему проводится мало, их тематическое разнообразие невелико.

В итоге будет обоснован отрицательный, в целом, ответ на поставленный вопрос. К тому же, сочетание повышенной плотности и довольно

высокой успешности размножения видов-жертв с высокой плотностью населения, а нередко и с внушительным видовым богатством хищников наблюдается далеко не только в российских городах. Рассмотрению возможных причин этого парадокса будет посвящено следующее, заключительное сообщение (Морозов, 2022).

### МОСКОВСКИЙ МЕГАПОЛИС

Хотя широкое обсуждение представлений об изменении прессинга хищников и его влиянии на численность видов-жертв в урболандшафтах пришлось на последние четыре десятилетия (см. Морозов, 2021а), факты и соображения по этому вопросу встречаются и в некоторых очень давних публикациях. Среди авторов этих старых работ были и российские ученые. Что касается Москвы, более 80 лет тому назад мнение о частичном высвобождении локальных группировок птиц из-под прессинга хищников высказал на основании своих 16-летних наблюдений (1922–1937 гг.) в Сокольнической роще Беляев (1937, 1938). Он подчеркнул неоднозначность антропогенных изменений в структуре населения гнездящихся птиц этого крупного лесопарка (~6.4 км<sup>2</sup>), который в то время располагался на окраине города. Наряду с исчезновением или сокращением численности одних видов, в слабо трансформированных частях рощи им было отмечено увеличение численности ряда других. По всей видимости, обеднение было вызвано застройкой части территории рощи сооружениями и зданиями Парка культуры и отдыха, развитием сети спортивных баз, увеличением рекреационной нагрузки и лесотехническими мероприятиями (вырубкой подлеска и т.п.). Однако исчезли или снизили численность главным образом хищники, в том числе такие значимые, как перепелятник (*Accipiter nisus*), что, по мнению Беляева, и сказалось положительно на численности целого ряда мелких видов птиц в тех местах, где структура леса не подверглась деградации.

Согласуется ли с таким объяснением последующая история формирования специфических городских популяций у целого ряда видов птиц в Москве?

### Синурбизация

По мнению автора, синурбистами Москвы можно считать интродуцированных огаря (*Tadorna ferruginea*) и гоголя (*Vucephala clangula*), хотя у последнего между 2009 и 2019 гг. произошел крах гнездившейся в городе группировки, реинтродуцированную крякву (*Anas platyrhynchos*) (Авилова

и др., 2007а; Поповкина, Зарубина, 2007; Авилова, 2010а, 2014–2016, 2019; Красная книга города Москвы, 2011; Калякин М.В. и др., 2014), тетерева (*Accipiter gentilis*), чеглока (*Falco subbuteo*), обыкновенную пустельгу (*Falco tinnunculus*) (Морозова, 1983; Samoilo et al., 1995; Красная книга города Москвы, 2011; Калякин М.В. и др., 2014), серую ворону (*Corvus cornix*) (Благосклонов, 1975, 1978, 1981; Константинов и др., 1982, 1990; Грабовский, 1983; Мурашов, 1989; Корбут, 1996а; Калякин М.В. и др., 2014), рябинника (*Turdus pilaris*) (Морозов, Худяков, 2016), большую синицу (*Parus major*), лазоревку (*P. caeruleus*) (Морозов, 2009, 2012; Morozov, 2009) и полевую мышь (*Aodemus agrarius*) (Карасева и др., 1999; Сувор и др., 2011; Тихонова и др., 2012).

Еще у ряда видов, которые, продолжая гнездиться в природных/сельских ландшафтах Подмосковья, в той или иной степени преуспели в заселении столицы (Карасева и др., 1999; Красная книга города Москвы, 2001, 2011; Морозов, 2009; Калякин, Волцит, 2012; Калякин М.В. и др., 2014; Авилова, 2015, 2019 и др.), превышение максимальных локальных плотностей гнездования над таковыми в загородных биотопах для автора пока не очевидно. К ним относятся перепелятник, камышница (*Gallinula chloropus*), ушастая сова (*Asio otus*), белая трясогузка (*Motacilla alba*), обыкновенный жулан (*Lanius collurio*), обыкновенный скворец (*Sturnus vulgaris*), зеленая пересмешка (*Hippolais icterina*), славка-черноголовка (*Sylvia atricapilla*), серая мухоловка (*Muscicapa striata*), зярянка (*Erithacus rubecula*), обыкновенный соловей (*Luscinia luscinia*), певчий (*Turdus philomelos*) и черный дрозды, зеленушка (*Chloris chloris*) и обыкновенная белка (*Sciurus vulgaris*). В качестве примеров значительной локальной плотности у некоторых из этих видов в городе автор может привести следующие показатели, большинство которых получено методом неоднократного картирования поющих самцов/выводков, для ряда видов – в сумеречные и ночные часы (табл. 1). Отметим, что у черного дрозда формирование московской городской популяции началось лишь в 1990-е гг. (Морозов, 2009; Morozov, 2009). У соловья в последние годы произошло сокращение численности, вплоть до исчезновения, во многих точках города. Однако обусловлено оно, главным образом, экологически безграмотным “благоустройством” парков и других озелененных территорий (Томкович, 2008; Марова и др., 2014; Кияткина, 2019).

Хотя у вышеперечисленных “кандидатов в синурбисты” процесс формирования специфических популяций в Москве пока явно, хотя и в разной степени, не завершился, некоторые черты

**Таблица 1.** Максимальные значения локальной плотности распределения гнездящихся пар или территориальных самцов у некоторых “кандидатов в синурбисты”, зафиксированные в Старой Москве в последние десятилетия

Вид	Место в Москве	Основные биотопы	Пробная площадь, га	Годы	Плотность, пар/10 га
Ушастая сова*	Природный комплекс	Старые дубравы, березняки и смешанные древостои (береза, сосна, дуб, липа), также сосняки, посадки ряда др. хвойных пород, ивняки, пруды, маленькие реки, посадки культурных растений, поляны, газоны и др.	460	1994, 2009	0.11–0.15
	Природно-исторического парка “Останкино” (включая ГБС)				
Зеленая пересмешка	Юго-восточная часть Раменок (включая МГУ) и Парк им. 50-летия Октября: территория между проспектами Вернадского и Мичуринским, ул. Косыгина и Удальцова	Природно-антропогенные (в том числе большой парк и обширный пустырь с рудеральной растительностью) и неплотно застроенные, с древесными насаждениями, территории. Преобладают лиственные породы деревьев Смешанный широколиственный лес	646	2012	≥0.14
	Воробьевы горы, территория ГАИШ				
Славка-черноголовка	Воробьевы горы, территория ГАИШ	Смешанный широколиственный лес	7.7	2011–2014	6.5–11.7
	Воробьевы горы, территория ГАИШ				
Зарянка	Воробьевы горы, территория ГАИШ	Старая дубрава с лещиной, в глубине крупного лесного массива	30	2011–2013	6.5–9.1
	Воробьевы горы, дендрарий Ботанического сада МГУ				
Обыкновенный соловей	Воробьевы горы, территория ГАИШ	Старый/спелый лес с преобладанием (по площади) насаждений лиственных пород, с множеством экзотов	7.7	1992–1994, 1999–2001	(медиана 6.4)
	Воробьевы горы, территория ГАИШ				
Певчий дрозд	ГБС, заповедная дубрава и ее окрестности	Старая дубрава с лещиной, в глубине крупного лесного массива	30	2012	≥11.2
	Воробьевы горы, территория ГАИШ				
Черный дрозд	ГБС, заповедная дубрава и ее окрестности	Старая дубрава с лещиной, в глубине крупного лесного массива	30	1992–1994, 1999–2001	5.7–12.8
	Вольнский лес, лесопарки “Покровское-Глебово-Стрешнево” и Кусковский				
Черный дрозд	ГБС, заповедная дубрава и ее окрестности	Внутренние части трех крупных лесных массивов: березняки, ельник, смешанные лиственные и хвойно-лиственные леса разного породного состава**	Двукратное картирование на маршрутах в сумеречное время**	2004	7.6–7.9
	Воробьевы горы, часть территории МГУ от ГАИШ до ботанического сада включительно				
Черный дрозд	ГБС, заповедная дубрава и ее окрестности	Старая дубрава с лещиной, в глубине крупного лесного массива	30	1999–2001	3.3–4.5**
	Воробьевы горы, часть территории МГУ от ГАИШ до ботанического сада включительно				
Четыре “островка” смешанного лиственного леса (с вкраплениями участков с хвойными и плодовоыми деревьями, полян и т.п.)			В сумме ~37.7	2013–2019	≥2.0

\* – для ушастой совы приведены оценки плотности по результатам учетов выводков в наиболее благоприятные для размножения годы. \*\* – подробнее см.: Морозов, 2009; Morozov, 2009.

ГБС – Главный ботанический сад РАН, ГАИШ – Государственный астрономический институт им. П.К. Штернберга МГУ.

поведения и экологии (части) особей свидетельствуют о том, что урбанизированная среда для них уже вполне привычна. Вероятно, в недалеком будущем об этих видах можно будет говорить (или не говорить) как о “состоявшихся” синурбистах Московского региона с большей определенностью, чем в настоящее время.

Наконец, несомненны успехи в освоении Москвы и антропогенных ландшафтов Подмосковья в последние четыре десятилетия вороном (*Corvus corax*) и некоторыми чайковыми птицами (Еремкин, Очагов, 1998; Красная книга города Москвы, 2001, 2011; Зубакин, 1998, 2011, 2018; Калякин М.В. и др., 2014; Скачков, Шведко, 2019 и др.), хотя говорить об их повышенной плотности гнездования в городских условиях региона вряд ли правомочно. Плотность населения ворона в черте МКАД, скорее всего, уступала и уступает таковой в некоторых районах Подмосковья и Новой Москвы. Рост численности чаек в городе сдерживается нехваткой новых пригодных для массового гнездования, относительно безопасных, мест и ликвидацией некоторых прежних, в первую очередь Люблинских полей фильтрации.

### Хищники

По-видимому, единственный нативный вид, синурбизация которого в Центре европейской части России по скорости и масштабам опередила аналогичный процесс в западных областях Европы, — серая ворона. Сверхплотная московская популяция этого вида — одного из злостных разорителей птичьих гнезд (Благосклонов, 1974; Морозова, 1984; Шурупов, 1984; Mогозов, 2009; Калякин, 2014) — сформировалась в 1960-е—начале 1970-х гг. (Благосклонов, 1981, 1984; Константинов и др., 1982, 1990; Грабовский, 1983; Корбут, 1996а; Konstantinov, Zakharov, 2005 и др.). Максимум численности, по всей видимости, пришелся на конец 1970-х—1980-е гг., а с начала 1990-х гг. началось снижение (Мурашов, Волкова, 1989; Корбут, 1996; Обухова, 2017), которое стало особенно заметным в последние два десятилетия (Зубакин, 2017; Обухова, 2017; Шепеля и др., 2017).

Однако и в последнее время плотность гнездования этого вида в некоторых кварталах жилой и производственной застройки с большим количеством удобных деревьев локально достигала 5–11 пар/10 га (Панфилова, 2007; Кузиков, 2008; Чекулаева и др., 2012; Зубакин, 2017 и др.). В лесопарках “средней” величины она могла составлять ~4 пары/10 га, как, например, в Воронцовском парке (площадь 0.4 км<sup>2</sup>) (Зубакин, 2017; Морозов и др., 2015; Морозов, Худяков, 2016). На территории МГУ в каждом из трех островков леса площа-

дью от 3.7 до 7.7 га, за вычетом площади больших зданий и полей, к северо-востоку и востоку от Главного здания в 2013–2020 гг. гнездились одновременно, как правило, по 1–4 пары ворон. В среднем за восемь лет на этих 15.5 га насажденный плотность составила 4.2 пары/10 га (данные автора и В.В. Худякова, см. также Морозов, 2013). Во внутренних частях крупных, площадью по несколько квадратных километров, лесных массивов города уже в 1990–2000-е гг. плотность гнездования была намного ниже — менее 1.0–1.5 пар/10 га. Однако и там, за исключением самых больших массивов, прессинг вороны как разорителя птичьих гнезд во второй половине весны, очевидно, был весьма значительным. Вероятно, он был даже повышенным из-за присутствия большого числа предположительно молодых, не размножившихся особей, периодически прочесывавших местность в поисках корма (Морозов, 2004; Mогозов, 2009). Несомненно, под внушительным прессингом серой вороны находятся и более “открытые” биотопы, например немногие сохранившиеся в городе сельскохозяйственные земли (Маловичко, Зубалий, 2020).

Остальные виды врановых, которые также либо регулярно, либо изредка разоряют птичьи гнезда или добывают слетков, в Москве не столь многочисленны, а грач (*Corvus frugilegus*) и кедровка (*Nucifraga caryocatactes*) во второй половине весны и летом очень редки. Сойка (*Garrulus glandarius*) и сорока (*Pica pica*) гнездятся вне центральной части города (Калякин М.В. и др., 2014). Сойка размножается в больших лесопарках, но в последнее время наметилась тенденция к освоению ею частично застроенных территорий с менее обширными массивами древесных насаждений. Так, в 2016–2020 гг. как минимум одна пара ежегодно гнездилась на территории МГУ (данные автора), где прежде сойка отмечалась лишь во внегнездовое время и откуда сведений о ее размножении не поступало.

Сорока в последние десятилетия производит впечатление вытесняемого, в том числе и из природного комплекса столицы, вида (см. Калякин М.В. и др., 2014), что контрастирует с ее “процветанием” во многих других городах Евразии и Британских островов (Jerzak, 2001; Лыков, 2017 и источники в этих работах). Несколько десятилетий тому назад Благосклонов (1978, 1984, 1991) заметил, что эта птица, которая в первой половине прошлого столетия считалась урбофобом (Формозов, 1947) и гнездилась только в самых глухих местах лесопарков, например в Останкинском лесу на территории нынешнего Главного ботанического сада РАН (далее — ГБС), с 1960-х гг. освоила многие парки и лесопарки Москвы. Однако синурби-

зация если и началась, то затем приостановилась. Так, по нашим данным, в ГБС и его окрестностях сорока продолжала оставаться обычным гнездящимся видом до начала 1990-х гг. Еще в 1992 и 1993 гг. в глубине лесного массива ГБС, включенного теперь в состав Природно-исторического парка “Останкино” (общая площадь собственно природного комплекса этого парка составляет ~4.6 км<sup>2</sup>), – в одной только заповедной дубраве и ее окрестностях (~30 га) – гнездились по несколько пар сороки, т.е. по одной паре на 10–15 га, и было много ее старых гнезд. Во время систематических наблюдений и учетов в этом месте зимой 1987/88 гг. и в марте 1988 г. автор регистрировал сорок постоянно, от 1–2 до 7–9 особей одновременно. Видимо, группировка сороки на территории нынешнего Природно-исторического парка “Останкино”, к концу 1980-х гг. уже полностью окруженной городом, сохранялась с первой половины и середины прошлого века (см. Кротов, 1941; Формозов, 1947; Бельский, Чмутова, 1951; Бельский, 1962; Благосклонов, 1978, 1984). Тогда это место находилось на окраине Москвы, и его ландшафт был больше сельским, чем городским. Однако в период с конца 1980-х до конца 1990-х гг. сорока из внутренней части лесного массива ГБС исчезла совершенно. На всей территории природно-исторического парка плотность ее населения в гнездовой период и зимой сократилась многократно и с тех пор в ГБС продолжает держаться на уровне немногих пар (данные автора). Одной из причин может быть высокая численность в городе серой вороны и тетеревины (см. Baeuens, 1981; Родимцев и др., 1989; Würfels, 1994).

Городская популяция ворона сформировалась в 1970–1990-е гг., сейчас он широко распространен по территории Москвы, хотя и немногочислен (Калякин М.В. и др., 2014). Во 2-й трети прошлого века, особенно между началом 1950-х и 2-й половиной 1960-х гг., на гнездовании в городе ворон практически отсутствовал (Формозов, 1947; Благосклонов, 1978, 1984; Красная книга города Москвы, 2001). Согласно Красной книге города Москвы (2001), численность вида к концу 1970-х гг. достигла 6–8 пар, а к концу 1980-х гг. – 20–22 пар. По оптимистичному суждению Благосклонова (1984) уже в 1983 г. количество гнезд в Москве исчислялось десятками. Что касается 2-й половины 1990-х гг., оценки разных экспертов варьировали от “не более 8 регулярно размножающихся пар” в пределах МКАД (Еремкин, Очагов, 1998) до ~40 гнездящихся пар в городе (Красная книга города Москвы, 2001). Грач как гнездящийся вид практически исчез в 1990–2000-е гг. (Еремкин, Очагов, 1998; Калякин М.В. и др., 2014). В прошлом он был обычнее, хотя по мере

роста Москвы его колонии постепенно “вытеснялись” из ее центра к периферии (Формозов, 1947; Благосклонов, 1978; Ильичев и др., 1987). В некоторых частях города обычна галка (*Corvus monedula*) (Калякин М.В. и др., 2014), но в ряде других районов к началу 1980-х гг. ее численность заметно сократилась, вплоть до полного исчезновения колоний (Благосклонов, 1984). В литературе неоднократно приводились примеры разорения галками гнезд, в том числе в городских условиях (Гавриленко, 1970; Chmielewski, 2015 и др.), однако мы не располагаем сведениями, позволяющими предполагать, что этот вид оказывает сколь угодно значительное влияние на успешность размножения птиц в Москве.

Часто хищничает на гнездах птиц большой пестрый дятел (*Dendrocopos major*). (Мальчевский, Пукинский, 1983; Handbook ..., 1985; Бардин, 1986; Иванчев, 2000; Walankiewicz, 2002; Stevens et al., 2008; Weidinger, 2009; Барановский, Иванов, 2016; Венгеров, 2018 и др.). Изредка этот дятел нападает даже на гнезда более крупных видов, чем он сам (Бардин, 1986; Иванчев, 2000), иногда добывает слетков и взрослых особей мелких видов птиц (Благосклонов, 1975; Иванчев, 2000; Мурашов, 2017). На территории Москвы он распространен довольно широко (Калякин М.В. и др., 2014), населяет лесные массивы главным образом площадью ~10 га и более, в крупных лесопарках локальная плотность его гнездования может достигать по меньшей мере 0.7–1.1 пары/10 га (рассчитано по результатам учетов дупел с птенцами, проведенных в лесопарке Покровское-Стрешнево, где облесенная площадь составляет ~1.4 км<sup>2</sup>, в 2011 и 2018 гг. Баженовым (2018) и в северной части ГБС в дендрарии, на площади 93 га, в 2015 г. автором). По данным исследований в 1990-е и первой половине 2000-х гг., в заповедной дубраве ГБС и ее окрестностях, где не было дуплянок, большой пестрый дятел был основным или одним из двух–трех основных разорителей гнезд лазоревки и большой синицы, расположенных в естественных дуплах (Morozov, 2009).

В отношении дневных хищных птиц и сов, можно с теми или иными оговорками утверждать, что в Москве городские популяции сформировались или начали формироваться у тетеревины в период с конца 1970-х до начала 1990-х гг., у перепелятника – в 1980–2000-е, у чеглока – в 1970–1980-е, у обыкновенной пустельги – в 1970–2000-е, у ушастой совы – в период с конца 1970-х по 2000-е гг. (Самойлов, 1984; Samoilov et al., 1995; Еремкин, Очагов, 1998; Красная книга города Москвы, 2001, 2011; Еремкин, 2004 и др.), хотя пока не все эти хищники могут однозначно считаться синурбистами столичного региона (см. вы-

ше). В последние три десятилетия численность каждого из этих видов в городе составляла несколько десятков пар. Она достигала 42 пар у тетеревиатника (в 2002 г.), 20 у перепелятника (2000-е гг.), по меньшей мере 34 (вероятно до 57–65) у пустельги (2001–2011 гг.), более 30 у чеглока (начало 1990-х гг.) и не менее 35–40 у ушастой совы (1990–2000-е гг.) (Красная книга города Москвы, 2001, 2011; Воронцовский, Леонов, 2003; Еремкин, 2004; Шариков, 2005; Калякин М.В. и др., 2014). У пустельги и ушастой совы численность в административных границах города была весьма внушительной и в 1960–1970-е гг. (Благосклонов, Рябенко, 1980; Красная книга города Москвы, 2001), но главным образом благодаря наличию обширных незастроенных территорий – не только крупных лесопарков, но и открытых биотопов – на его периферии.

Кроме того, в крупных лесных массивах обитала раньше, до окружения их застройкой, и продолжает гнездиться серая неясыть (*Strix aluco*), численность которой в 1990–2000-е гг. оценивалась не менее чем в 16–20 пар (Шариков, 2005; Красная книга города Москвы, 2011; Калякин М.В. и др., 2014). Особенность московской группировки этой совы, по-видимому, с 1990-х гг. – регулярное гнездование части пар в зимние месяцы. Это явление, характерное также для городов некоторых других, более западных, областей Европы, обсуждается в следующем сообщении (Морозов, 2022).

В последние годы возросла посещаемость в осенне-летний период некоторых городских территорий, не только рек и водоемов, но и наземных открытых биотопов, например спортивных полей с газонами на территории МГУ в преддверии светлых и ранние утренние часы, серебристыми (*Larus argentatus* s. l.) и сизыми (*L. canus*) чайками (наблюдения автора). Эта тенденция согласуется с продолжающимся освоением этими видами Московского мегаполиса, о чем свидетельствует и обнаружение новых мест их гнездования в городе (см. Зубакин, 2011).

В лесных массивах и древесных насаждениях города, в том числе на частично застроенных территориях, например МГУ, обычна белка (Королькова, 1977; Карасева и др., 1999). Местами, например в Ботаническом саду МГУ на Воробьевых горах и во внутренних частях лесного массива ГБС, она в последние десятилетия довольно многочисленна. В первой половине прошлого века в Подмоскowie белка являлась объектом пушного промысла, а в самой Москве, границей которой в 1917–1960 гг. официально считалась Окружная железная дорога, встречалась главным образом на незастроенных окраинах. Например, по сведениям

Формозова (1947), белка не представляла редкости в Сокольниках и на территории Лесной опытной дачи ТСХА. Однако при этом сообщения разных наблюдателей о тенденциях изменения ее численности в этих местах не всегда совпадали. Так, Беляев (1937) отмечал исчезновение белки, как разорителя птичьих гнезд, из Сокольнической рощи между 1922 и 1936 гг. Он не указывал конкретных лет и того, насколько кратковременным было это исчезновение. Напротив, Паровщиков (1941) писал об увеличении поголовья белки из года в год, о том, что на территории ТСХА, в том числе Лесной опытной дачи, она стала обычной. Количество ее выводков, обнаруженных там при проверке искусственных гнездовий для птиц, возросло с 2–3 ежегодно в 1930–1932 гг. до 4–7 в 1933–1935 гг. В дальнейшем периферические и пригородные лесные массивы, в которых обитала белка, были окружены растущим городом. Разумеется, легальный промысел зверька стал невозможен. Озеленение городских территорий, увеличение возраста древостоев, подкормка и даже преднамеренные выпуски благоприятствовали широкому распространению и поддержанию внушительной численности. Имеется упоминание Корольковой (1977) о массовом разорении белкой гнезд птиц, главным образом обыкновенного скворца, зяблика (*Fringilla coelebs*) и дроздов, на территории Лесной опытной дачи ТСХА.

К числу разорителей наземных и низко расположенных гнезд птиц относится также обыкновенный/белогрудый еж (*Erinaceus europaeus/concolor*) (Благосклонов, 1949; Weidinger, 2009; Samsonov et al., 2018; Самсонов и др., 2020). Вероятно, он может добывать на земле и слетков. В 1960–1990-е гг., когда происходило формирование городских популяций, в том числе и у ряда низко и наземно гнездящихся видов птиц (см. ниже), еж был хотя и малочислен, но довольно широко распространен по крупным природным и природно-антропогенным территориям Москвы (Карасева и др., 1999; Красная книга города Москвы, 2001, 2011). Например, в Измайловском лесопарке, где ежа не удавалось найти ни в 1891–1892, ни в 1920-е, ни в конце 1950-х–1961 гг., он был впервые встречен в 1962 г., а с 1964 г. стал отмечаться регулярно (Карасева и др., 1999). Королькова (1977) писала, вероятно, про 1960–1970-е гг., об увеличении численности ежа, несмотря на большое количество людей и собак, на территории Лесной опытной дачи ТСХА. В заповедной дубраве ГБС и ее окрестностях он регулярно встречался в середине 1990-х гг. (данные автора). Однако в целом, к началу 1990-х гг. и особенно на протяжении этого десятилетия численность и распространение ежа

в Москве существенно сократились (Карасева и др., 1999; Красная книга города Москвы, 2001, 2011). И прежде (Карасева и др., 1999), и в последнее время (несколько встреч в лесном массиве ГБС РАН в 2015 г. и на территории ГАИШ МГУ в 2013 и 2016 гг.; наблюдения автора) в городе нередко встречались зверьки, которые, судя по их поведению, побывали в неволе, т.е., скорее всего, были завезены извне.

Наконец, для мелких видов птиц, особенно – гнездящихся на земле и низко над землей, разорителями гнезд и причиной беспокойства могут быть мышевидные грызуны и, вероятно, даже мелкие насекомоядные млекопитающие (Bureš, 1997; Walankiewicz, 2002; Schaefer, 2004; Stevens et al., 2008; Wesołowski et al., 2009; Samsonov et al., 2018; Самсонов и др., 2020 и др., но см. Weidinger, 2009). К перечню тех видов мышевидных грызунов, которые достигают высоких локальных плотностей населения и в природных ландшафтах Подмосковья, таких как рыжая полевка (*Clethrionomys glareolus*) и виды-двойники обыкновенной полевки (*Microtus arvalis*, *M. rossiaemeridionalis*), в Москве на залежных, озелененных и природных территориях добавляются серая крыса (*Rattus norvegicus*) и полевая мышь. Крыс, помимо застройки и свалок, бывает много главным образом на участках вблизи водоемов и водотоков, а полевая мышь достигает очень высоких плотностей в разных биотопах незастроенных территорий города, в том числе в глубине крупных лесных массивов (Карасева и др., 1999; Суров и др., 2011; Тихонова и др., 2012; данные автора). Более того, в городских условиях численность ряда видов мышевидных грызунов не только высока, но и имеет тенденцию к большей стабильности, чем в естественных коренных ценозах (Тихонова и др., 2012).

Некоторые, в том числе ключевые, хищники и разорители гнезд, например болотный лунь (*Circus aeruginosus*) и обыкновенный канюк (*Buteo buteo*), в черте Москвы действительно (почти) перестали размножаться уже несколько десятилетий тому назад, хотя встречаются в периоды миграций и кочевков. Другие малочисленны, как сапсан (*Falco peregrinus*), большинство куньих и орешниковая соня (*Muscardinus avellanarius*), или отсутствуют, как остальные виды сонь (Карасева и др., 1999; Красная книга города Москвы, 2001, 2011; Калякин М.В. и др., 2014).

Например, по оценке Б.Л. Самойлова и Г.В. Морозовой, численность сапсана на территории, занимаемой современной Москвой, но без Новой Москвы, в отдаленном прошлом – в период 1870–1925 гг. – составляла приблизительно 3–7 пар ежегодно. Из них 1–2 пары обитали в самом городе, где гнездились на колокольнях и башнях

Кремлевской стены, и 2–5 пар – в окрестных лесах: Лосином острове, Сокольнической роще, Измайловском зверинце, Царицыне, по р. Сетуни, в Серебряном Бору (Красная книга города Москвы, 2001). В пригородных лесах некоторые пары этого сокола, наряду с вороном, гнездились по соседству с существовавшими в то время колониями серой цапли (*Ardea cinerea*) и черного коршуна (*Milvus migrans*), причем последние три вида активно посещали свалки, например, у ст. Сортирочная, где кормились мясными отбросами (Формозов, 1947). Обилие излюбленного кормового вида, сизого голубя, привлекало сапсанов и на зимовку в Москву, в том числе в самый ее центр. Однако уже в первой половине 1930-х гг. и вплоть до 1941 г. наблюдалось гнездование лишь одной пары – ежегодно на территории Лосиногострова (Дементьев, 1947; Формозов, 1947). Затем этот хищник надолго исчез и оттуда, впоследствии появлялся и дважды гнезвился там лишь в 1960-е гг. (Самойлов, 1983; Красная книга города Москвы, 2001, 2011). Можно предположить, что исчезновение сапсана в самом городе было обусловлено или усугублено катастрофическим снижением после 1917 г. численности сизаря (Формозов, 1947), о котором подробнее сказано ниже.

По сведениям Б.Л. Самойлова и Г.В. Морозовой, за всю вторую половину 20-го столетия известны лишь два достоверных случая гнездования сапсана в границах Москвы – в 1958 и 1963 гг. на высотном здании на Котельнической набережной (Красная книга города Москвы, 2001, 2011). Вместе с тем имеются также утверждения о пребывании этого вида три года подряд (Благосклонов, 1960) и гнездовании в 1954 г. на Главном здании МГУ на Воробьевых горах, а также о его гнездовании в 1955 г. на высотном здании МИД на Смоленской площади (Благосклонов, 1981). Сорокин с соавторами (2018) указывают четыре “сталинские высотки” (три вышеупомянутые и здание на Кудринской площади), на которых после завершения строительства (в первой половине 1950-х гг.) до начала 1960-х гг. держались пары сапсанов. В их статье подчеркивается, что успешное гнездование сокола на высотках в этот период сомнений не вызывает, несмотря на скудность конкретных данных. С 1970 г. до середины 2000-х гг. сведений о размножении сапсана не поступало даже из Московской обл. (Красная книга Московской области, 2018), где последние достоверные случаи были зарегистрированы в 1968 г. в загородной части Лосиногострова и в 1969 г. в Шелковском р-не (Самойлов, 1983; Самойлов, Морозова, 1996; Красная книга города Москвы, 2001). Серой вороне отсутствие этого сокола, вероятно, облегчило освоение города. Лишь в 2005 г.

(вновь?) пара сапсанов поселилась на Главном здании МГУ (Калякин, 2009; Сорокин и др., 2018), в первую очередь, благодаря целенаправленным выпускам молодых особей на территории усадьбы Знаменское-Садки в 1995, 1998, 2002–2005 гг. и на Главном здании МГУ в 1996, 1997 и 2005 гг. (Сорокин и др., 2011, 2018). К концу 2000-х–началу 2010-х гг. в городе на “сталинских высотках” держались уже несколько (три?) пар сапсанов (Калякин, Волцит, 2012; Калякин М.В. и др., 2014; Сорокин и др., 2018).

Из пяти видов кунных, обитавших в границах МКАД в последние десятилетия, четыре – лесная куница (*Martes martes*), горноста́й (*Mustela erminea*), американская (?) норка (*M. vison?*) и черный хорь (*M. putorius*) – обнаружены в немногих местах, причем последний вид к настоящему времени практически исчез. Намного более обычна ласка (*Mustela nivalis*), но и она населяет преимущественно крупные природные и природно-антропогенные территории, расположенные по периферии города (Карасева и др., 1999; Захаров, Жигарев, 2003; Красная книга города Москвы, 2001, 2011).

Хищничество сонь на гнездах птиц-дуплогнезdnиков и конкуренция с ними за дупла (Благосклонов, 1949; Лихачев, 1972; Айрапетьянц, 1983; Gatter, Schütt, 1999; Walankiewicz, 2002; Juškaitis, 2006; Adamík, Král, 2008; Нумеров и др., 2013; Венгеров, 2018 и др.) вряд ли играют существенную роль даже в природных ландшафтах Подмосkовья, не говоря уже о Москве, по причине не малочисленности этих грызунов. Нет сведений о встречах в Московской обл. двух наиболее хищных сонь – лесной (*Dryomys nitedula*) и садовой (*Eliomys quercinus*). Соня-полчок (*Glis glis*) очень редка, а орешниковая соня распространена спорадично и в целом тоже редка или немногочисленна, сообщения о внушительной локальной плотности ее населения относятся к югу области (Лихачев, 1954, 1972; Карасева и др., 1999; Красная книга Московской области, 2018). Кроме того, в Южном Подмосkовье (Лихачев, 1971, 1972) и некоторых других точках ареала последний вид зарекомендовал себя только как конкурент мелких видов птиц за дупла, а не как подлинный гнездовой хищник (о разных мнениях см. Лихачев, 1971; Juškaitis, 2006).

Дикие виды хищных млекопитающих “средних” размеров, как и в большинстве других российских городов, представлены в Москве меньшим числом видов и гораздо малочисленнее, чем в некоторых западноевропейских и тем более североамериканских городах средних широт (Urban carnivores ..., 2010; Bateman, Fleming, 2012; Fischer et al., 2012; Šálek et al., 2015). В большинстве даже

крупных лесопарков столицы до недавнего времени не было лесной куницы и обыкновенной лисицы (*Vulpes vulpes*) в качестве постоянных обитателей (Карасева и др., 1999 и др.). Лишь в последние годы, в условиях предельного сокращения числа бездомных собак (см. ниже), лисица стала шире осваивать Москву – вглубь до южной части Донского р-на (наблюдение Л.Л. Случевской в 2018 г.) и Воробьевых гор (наблюдения А.Б. Поповкиной на территории Дворца пионеров в 2020 г. и автора на территории МГУ в 2019–2021 гг.). Издавна основными представителями этой размерной категории в городе были кошка (*Felis catus*) и собака (*Canis familiaris*).

Численность и образ жизни бездомных и “свободно разгуливающих” домашних, имеющих хозяев, кошек в Москве начали изучать сравнительно недавно (Рожнов, 2000). Очевидно, что плотность распределения особей и использование ими пространства варьируют в зависимости от местоположения и типа городской территории. Наблюдения, проводившиеся в последние три десятилетия, показали, что внутренние части крупных лесопарков кошки посещают (очень) редко (Рожнов, 2000: парк “Северное Тушино”; наблюдения автора в весенне-летний период, в том числе в сумеречные и ночные часы: в лесном массиве ГБС регулярные в 1990-е и 2000-е гг., еще в нескольких крупных лесных массивах 2–5-кратные маршрутные учеты в 2000–2004 гг., см. Морозов, 2009; Mогозов, 2009). Подчеркнем, что при этом они иногда в немалых количествах проживают в близстоящих зданиях, в том числе на территориях лесопарков, но, похоже, предпочитают не удаляться от своих укрытий на значительные расстояния. Например, во 2-й половине 1990-х–начале 2000-х гг. в помещении старой фондовой оранжереи ГБС содержалось более десятка кошек, которые могли беспрепятственно покидать это строение. Однако в процессе систематических наблюдений автора в весенне-летний период в заповедной дубраве, начинающейся всего в 300 м от оранжереи, и в других внутренних частях лесного массива ГБС даже в ночное/сумеречное время встреча с кошкой была очень редким, далеко не ежегодным событием. В эти же годы практически не было бездомных кошек и на некоторых застроенных участках города, например на территории Кремля (Рожнов, 2000).

На “старой” территории МГУ на Воробьевых горах ежегодная плотность свободно разгуливающих кошек в весенне-летние периоды 2013–2020 гг. вряд ли превышала 10–12 особей/км<sup>2</sup>. У нас предельно мало наблюдений, указывающих на кошек как на вероятных разорителей гнезд птиц, даже располагавшихся на земле. Однако до-

бывание этим хищником на земле/низко над землей слетков некрупных видов воробьиных птиц, например рябинника, судя по некоторым фактам, редкости в эти годы здесь не представляло (данные автора и В.В. Худякова). В жилых кварталах численность и перемещения кошек, по всей видимости, зависят от этажности застройки и состояния зданий, социального и возрастного состава, ментальности жителей, особенностей сбора и вывоза мусора, характера растительности вокруг домов и т.п. Похоже, что по количеству свободно разгуливающих кошек Москва последних десятилетий уступала многим западноевропейским и североамериканским городам (см. Морозов, 2021а), во всяком случае — кварталам с озелененной малоэтажной застройкой. В этом плане с последними скорее сравнимы подмосковные дачные поселки.

Однако на протяжении большей части прошлого столетия, особенно в первой его половине, когда в Москве преобладала малоэтажная, в том числе деревянная, застройка, и уклад жизни был совершенно иным, плотность распределения кошек и их прессинг на птиц, особенно гнездящихся на земле, могли быть намного выше, чем в последние десятилетия. Косвенно об этом свидетельствуют сетования некоторых зоологов по поводу ущерба, наносимого московскими кошками птицам (Паровщиков, 1941; Формозов, 1947; Благосклонов, 1949, 1950, 1975, 1981; Королькова, 1977 и др.). Формозов (1947) подчеркивал, что в годы, когда количество кошек и собак в городе резко сокращалось, например, после тяжелых лет 1917–1921, почти уничтоживших в Москве этих домашних животных, “число видов и особей мелких птиц неизменно увеличивалось” (с. 342). Позже Благосклонов (1981) в связи с этим вопросом указывал, что на 1 га озелененного двора можно насчитать вечером до десятка кошек. Кроме того, прежде, по всей видимости, кошки были менее “избалованы”, в частности, по причине отсутствия специальных кормов для них. Вероятно, они были сильнее мотивированы к хищничеству, чем сейчас. Однако имеется — в отношении лесопарка “Сокольники” — и краткое указание на то, что в прошлом кошки также избегали посещать внутренние части крупных лесных массивов (Беляев, 1937). Это “избегание” (и в прошлом, и в настоящем) отчасти объясняется небольшими размерами индивидуальных участков у свободно разгуливающих домашних кошек. От своего дома кошки редко уходят дальше чем на 170–180 м. Медиана индивидуальных «рекордов» дальности может варьировать, например, от 79 м в малоэтажной городской застройке до 148 м в пригороде (Hanmer et al., 2017).

По всей видимости, одной из причин низкой численности и ограниченности перемещений кошек в Москве на протяжении последних 3–4 десятилетий была более чем внушительная плотность населения бездомных собак. По сути дела, вплоть до середины 2010-х гг., когда городские службы занялись их массовой ликвидацией и довели численность до нынешнего минимума, почти весь город, включая крупные природные территории, был поделен между собачьими стаями. Большинство их, в той или иной степени, напрямую подкармливалось жителями города. Общая численность бездомных собак в пределах МКАД в период с конца апреля по вторую половину июня 1996 г. оценена в 21.3 тысячи, в первой половине зимы 1996–1997 гг. — в 20.9 тысяч. Оценки весенне-летней плотности населения собак в 1996 г. составили для лесных массивов 1.1 особей/км<sup>2</sup> (относительная статистическая ошибка 0.65), для парков — 11.7 (0.39), для жилой застройки — 16.7 (0.12), для контролируемых и неконтролируемых персоналом предприятий промзон — соответственно 23.2 и 67.4 особей/км<sup>2</sup> (соответственно 0.12 и 0.16) (Поярков и др., 2011). Состояние популяции по ряду индикаторов было признано благополучным (Поярков и др., 2000, 2011). С 2003 г. городскими властями было официально декларировано изменение стратегии контроля численности бездомных собак. Вместо отлова и уничтожения стала применяться стерилизация самок с последующим их выпуском. Как бы то ни было, повторный учет, проведенный с конца февраля до конца апреля 2006 г., дал несколько более высокие, но в целом сходные с прежними показатели общей численности собак в городе (~26.2 тысячи) и плотности их населения в разных биотопах. Однако соотношение самцов и самок в московской популяции изменилось с 2 : 1 (1996–1997 гг.) до 1.19 : 1 (2006 г.) (Поярков и др., 2011а).

Московские бездомные собаки систематически “мышковали”, время от времени преследовали млекопитающих средних размеров, например зайцев, уничтожали кошек и не успевших добраться до воды пуховиков водоплавающих птиц и т.п. Они представляли собой опасность для низко расположенных гнезд и особенно для оказавшихся на земле/у земли слетков некрупных птиц. Однако у нас нет оснований считать, что многие из них целенаправленно отыскивали, систематически разоряли низко расположенные гнезда, вылавливали много слетков и вообще сколько-нибудь существенно влияли на успешность размножения абсолютного большинства видов птиц в городе, в том числе на природных территориях, за исключением нескольких видов гусеобразных птиц. Напротив, автор располагает примерами

удивительной “индифферентности” бездомных собак, размножившихся в заповедной дубраве ГБС в 2000-е гг., к низко расположенным, совершенно доступным для них гнездам певчих дроздов с кладками, птенцами и находящимися при них взрослыми птицами, а также к искусственным гнездам с перепелиными яйцами, которые были использованы в порядке эксперимента (каждое такое гнездо располагали в нижней части кустарника, небольшого дерева или/и на валежнике). Некоторые домашние собаки, выгуливаемые без поводков, особенно охотничьих пород, вероятно, представляли даже большую угрозу, чем бездомные, однако и им приписывать внушительное влияние на успешность размножения птиц серьезных оснований не было.

Несмотря на отсутствие ряда важных хищников, в городе в целом и в некоторых его частях видовой состав хищников и разорителей гнезд нельзя назвать бедным. Местами он прямо-таки богат. Так, по подсчетам автора, в последних два десятилетия в гнездовой период в природном комплексе (~4.6 км<sup>2</sup>) Природно-исторического парка “Останкино” их, не считая мышей и полевок, которые тоже иногда разоряют гнезда мелких птиц, обитало не менее 23 видов (Морозов, 1996, 2012; Гроот Куркамп, 2007; Morozov, 2009; Авдеев, 2018 и др.). Плотность гнездования серой вороны невысока. Например, в ГБС в заповедной дубраве и ее окрестностях на площади 30 га в 1992 г. она составила 1.3 пары/10 га, но в последующие годы сократилась, а с конца 1990-х гг. лишь в немногие годы там пытались гнездиться отдельные пары. В дендрарии ГБС на модельной площади 93 га в 2014 и 2015 гг. плотность гнездования вороны составляла соответственно 0.4 и 0.2–0.5 пары/10 га. Зато в апреле–мае повсюду в ГБС, в том числе в глубине лесного массива, орудуют группировки неразмножающихся особей этого вида (Морозов, 2004, 2009; Morozov, 2009; данные автора за 2014 и 2015 гг.). В отдельные годы в апреле–июле в ГБС отмечались даже такие редкие для города в эти месяцы хищники, как воробьиный сыч ( *Glaucidium passerinum* ), бородатая ( *Strix nebulosa* ) и длиннохвостая ( *S. uralensis* ) неясыти (у последней в 2009 г. — успешное размножение), кедровка (2003 и 2004 гг.), лесная куница (2014 г.), обыкновенный/белогрудый еж (Morozov, 2009; Морозов, 2012; Калякин М.В. и др., 2014; неопубл. наблюдения Х. Гроота Куркампа, В.И. Дерябина и автора). Несмотря на малочисленность и сезонность — главным образом, в “холодное полугодие” — обитания кедровки в лесопарках города, в ГБС было зафиксировано ее хищничество на гнездах мелких птиц (наблюдения автора в заповедной дубраве во 2-й половине мая 2004 г.). Там же зимой

наблюдали успешную охоту кедровки на взрослых больших синиц в местах подкормки (Соколов, 2011) и осенью на мышевидных грызунов (Авдеев, 2019).

На “старой” территории МГУ на Воробьевых горах (1.66 км<sup>2</sup>) в гнездовой период обитает не менее 18 видов, являющихся для птиц хищниками (оценка по наблюдениям автора и В.В. Худякова в 2010–2020 гг. и следующим источникам: Калякин, 2009, 2014; Морозов, 2013; Калякин М.В. и др., 2014). По набору пернатых хищников и разорителей гнезд это место тоже “даст фору” многим природным ландшафтам Подмоскovie сопоставимой площади. В последние годы здесь гнездились перепелятник (пара в 2014–2017 гг.), сапсан (пара), обыкновенная пустельга (в последние десятилетия от 1–2 до 9–13 пар в разные годы), чеглок (пара в 2017–2020 гг., возможно и прежде), ушастая сова (обычно 1–3, но в 2012 г. одновременно четыре выводка и пятый на границе территории МГУ), ворон (пара), сорока (1–2 пары в ботаническом саду), сойка (с 2016 г.: одна, возможно две пары) (Калякин, 2009, 2014 и др.; Морозов, 2013; наблюдения автора в 2010–2020 гг. и В.В. Худякова в 2013–2016 гг.). Плотность гнездования серой вороны в 2013–2020 гг. (на площади 1.38 км<sup>2</sup> — без территорий Ботанического сада и Метеорологической обсерватории МГУ) варьировала от 1.5 до 2.1 пары/10 га, а в среднем составила 1.8 пары/10 га (данные автора и В.В. Худякова), что ~в 1.6 (1.3–1.9) раза ниже, чем в 1979 г. (~2.8 пары/10 га, пересчитано автором по данным с рис. 1 в статье Грабовского, 1983). Кроме того, в заказнике “Воробьевы горы”, не дальше 1.7 км от территории МГУ, размножаются также тетеревиный и серый неясыть (Волков и др., 2010; Кадетов и др., 2010; Калякин, 2014). Тетеревиный регулярно посещал территорию МГУ до поселения на Главном здании в 2005 г. пары сапсанов (Калякин, 2009, 2014).

Некоторые авторы отмечают своеобразие пищевых цепей в городских экосистемах, которое заключается, в том числе, в отсутствии в большинстве из них (крупных) хищников верхнего трофического уровня (апекс/top predators), что приводит к экологическому высвобождению хищников среднего уровня (mesopredators) (Crooks, Soulé, 1999; Fischer et al., 2012). Однако если говорить о птицах Московского региона, больших успехов в освоении столицы и ее пригородов достигли не только серая ворона, ушастая сова, серая неясыть, обыкновенная пустельга, чеглок и перепелятник, но и тетеревиный, являющийся хищником верхнего трофического уровня, пусть не самых крупных размеров. Его синурбизация произошла и в некоторых других областях Евро-



**Рис. 1.** Утащив из гнезда рябинника трех маленьких птенцов, серая ворона вернулась за яйцами (территория МГУ, Воробьевы горы, Москва, 10 мая 2020 г.; снимок сделан фотоловушкай Bushnell NatureView HD Cam with Live View).

пы (Rutz et al., 2006; Rutz, 2008). К хищникам верхнего трофического уровня относится и сапсан, более чем успешно освоивший многие европейские и североамериканские города (Cade et al., 1996; Drewitt, 2014; Pagel et al., 2018; Kettel et al., 2019 и др.), а в Москве пока представленный несколькими парами (Сорокин и др., 2011, 2018; Калякин, Волцит, 2012; Калякин М.В. и др., 2014).

### Виды-жертвы

**Полные синантропы.** В формировании отношений между хищниками и жертвами на урбанизированных территориях некоторые полные синантропы играют важную роль хотя бы потому, что “преуспели”, достигли высоких показателей плотности населения задолго до синурбистов — как хищников, так и видов-жертв. Что касается наземных позвоночных, в последние десятилетия в Москве, как и во многих других городах мира, были обычны четыре представителя этой группы: синантропная форма сизого голубя (*Columba livia*

*f. domestica*), домовый воробей (*Passer domesticus*), серая крыса и домовая мышь (*Mus musculus*) (Карасева и др., 1999; Калякин, Волцит, 2012; Калякин М.В. и др., 2014; Тихонова и др., 2012). В Москве так было и на протяжении большей части прошлого века, за исключением двух периодов катастрофического снижения численности сизого голубя во время Гражданской и Великой Отечественной войн и в послевоенные годы (Формозов, 1947; Смолин, 1958; Ильичев и др., 1987; Карасева и др., 1999).

Обзор мировой литературы показывает, что в питании городских хищников особенно заметную роль играют первые три из этих четырех видов (см. Морозов, 2022). Особенно важным представляется изобилие сизаря, являющегося, помимо прочего, излюбленным кормовым объектом двух хищников-урбанистов верхнего трофического уровня — тетеревины и сапсана.

В начале прошлого века, до 1918 г., сизый голубь гнезился во многих населенных пунктах Подмосквы (Птушенко, Иноземцев, 1968). В са-

мой Москве до 1916–1917 гг. он был массовым видом, однако в период 1917–1922 гг. городская популяция почти вымерла. В дальнейшем рост численности сдерживался неблагоприятными кормовыми условиями, сложившимися из-за исчезновения гужевого транспорта, фуражных лавок, уменьшения числа мест погрузки и хранения зерновой продукции (Формозов, 1947). Восстановление популяции происходило очень медленно. Второй резкий спад произошел в годы Великой Отечественной войны (Смолин, 1958). До начала 1950-х гг. численность увеличивалась медленно (см. Благодосклонов, 1950). Быстрый подъем начался после 1956 г., когда в порядке подготовки к VI Всемирному фестивалю молодежи и студентов (1957 г.) и после его проведения были организованы и пропагандировались подкормка и охрана голубей, открыты чердаки и отдушины для их гнездования. В результате между осенью 1957 г. и осенью 1958 г. популяция выросла с 8–12 тысяч до ~35 тысяч, а к 1960 г. достигла ~60 тысяч особей, так что вскоре пришлось принимать меры уже по ограничению ее численности (Калецкий, 1960; Климик, Строков, 1960; Рахилин, 1967). Оценки плотности населения этого вида в жилых кварталах, полученные в период 2006–2011 гг., достигают 400–500 особей/км<sup>2</sup> (Калякин, Волцит, 2012).

Московская популяция домового воробья по неясным причинам переживает сейчас не самые лучшие времена (Калякин, Волцит, 2012; Зубакин, 2017), как и многие другие городские популяции этого вида в Евразии (De Laet, Summers-Smith, 2007; Shaw et al., 2008; Węgrzynowicz, 2017 и др.). В конце 2000-х–начале 2010-х гг. домовый воробей продолжал считаться массовой птицей Москвы (Калякин и др., 2014), но его численность сильно сократилась по сравнению с 1970–1980-ми гг. (Konstantinov, Zakharov, 2005; Калякин, Волцит, 2012), что вряд ли можно объяснить ростом численности перепелятника, как это предполагалось в отношении Великобритании (Bell et al., 2010). Изобилие домового воробья в городах может быть важно для целого ряда некрупных видов хищников (см. Морозов, 2022). Вероятно, в Москве к таким хищникам в первую очередь и относится перепелятник, но ими также могут быть некоторые особи/пары обыкновенной пустельги, серой неясыти и ушастой совы.

**Частичные синантропы, многочисленные в населенных пунктах разного типа.** Из видов, широко распространенных и относительно многочисленных в современной Москве (Калякин, Волцит, 2012; Калякин М.В. и др., 2014), к этой категории могут быть отнесены черный стриж (*Apus apus*), обыкновенный скворец и полевой воробей (*Pass-*

*er montanus*), но первый – только на том основании, что в некоторых областях европейской части России и Центральной Европы он все еще гнездится и в природных ландшафтах. В Московском регионе, как и во многих других, черный стриж уже давно стал полным синантропом, если говорить о его гнездовых биотопах (Птушенко, Иноземцев, 1968). Схожая по смыслу, хотя и менее категоричная оговорка может быть сделана и в отношении галки, которая в настоящее время распределена по городу не так широко, как три упомянутых вида, и многочисленна лишь в некоторых его частях (Калякин М.В. и др., 2014). Нет данных, позволяющих утверждать, что максимальные локальные плотности гнездования этих четырех видов в городе принципиально выше, чем в сельских населенных пунктах (о критериях синурбизации см. Морозов, 2021), хотя на уровне крупных выделов более высокая плотность гнездования черного стрижа на застроенных территориях Москвы по сравнению с загородными ландшафтами Подмосковья кажется очевидной.

Все четыре вида гнездились на территории нынешней Москвы и в первой половине 20-го столетия. Однако скворец и полевой воробей явно предпочитали сельский ландшафт и поэтому населяли главным образом окраины города, а ближе к центру становились малочисленными, если не редкими (Формозов, 1947; Благодосклонов, 1950). В последние десятилетия распределение обоих видов внутри города выглядит более равномерным (см. Калякин М.В. и др., 2014), хотя участков застройки без древесных насаждений они, бесспорно, по-прежнему избегают. Имеется упоминание о резком падении численности полевого воробья, точнее, заселяемости этим видом дуплянок, на территориях Московского зоопарка и ТСХА в середине 1930-х гг., предположительно связанном с исчезновением гужевого транспорта и фуража (Паровщиков, 1941). Позже Королькова (1977) писала, подразумевая, вероятно, 1960-е и 1-ю половину 1970-х гг., об увеличении численности этого вида на территории Лесной опытной дачи ТСХА, где он гнезвился в многочисленных искусственных гнездовых и пустующих беличьих гайнах. Еще позже на рост численности полевого воробья, заселение им искусственных гнездовых не только в парках, “как раньше”, но и во дворах указывал Благодосклонов (1991). В последние полтора десятилетия московская популяция полевого воробья выглядит менее многочисленной, чем в 1970–1980-е гг. (Калякин, Волцит, 2012), и причины этого сокращения, как и у домового воробья, не ясны.

Как известно, в прошлом столетии, в частности в 1940–1970-е гг., скворца привлекали на не-

которые территории города и ближайших пригородов развеской скворечников (Формозов, 1947; Благосклонов, 1949, 1950, 1975, 1978, 1981; Бельский, Чмутова, 1951; Бельский, 1954; Климик, Строков, 1960; Строков, 1962; Константинов и др., 1990 и др.). Уже в 1970-е гг. Благосклонов (1975, 1981) подчеркивал, что скворец стал в Москве обычной птицей, хотя в начале 1960-х гг. был редок даже на ее окраинах. Более того, в 1973–1979 гг. он стал (вновь) многочислен в гнездовой период, например, на Воробьевых горах, где по данным маршрутных учетов сильно уступал лишь домовому и гораздо меньше полевому воробьям (Константинов и др., 1990). В последние десятилетия Москва, если оценивать распределение по квадратам  $2 \times 2$  км, сплошь заселена этим видом (Калякин М.В. и др., 2014). Локальная плотность его гнездования в 2000-е гг. была особенно высока в местах с большим количеством дуплистых деревьев, расположенных неподалеку от богатых кормом “открытых” биотопов, например по берегам Москвы-реки в старых липняках Фили-Кунцевского лесопарка (на противоположном берегу – сельскохозяйственные угодья Нижних Мневников) и Воробьевых Гор (на противоположном берегу – газоны спорткомплекса “Лужники”). Однако местами этот показатель внушителен и среди неплотной застройки, например в древесных насаждениях, перемежающихся с газонами. Так, в сквере площадью 5 га вокруг памятника М.В. Ломоносову между Физическим и Химическим факультетами МГУ, отнюдь не изобилующем дуплистыми деревьями, ежегодно в 2017–2020 гг. размножались не меньше 3–5 пар скворца ежегодно. Гнезда располагались в дуплах стволов клена приречного (*Acer ginnala*), конского каштана обыкновенного (*Aesculus hippocastanum*), яблони (*Malus baccata*?) (данные автора).

В городах скворец и полевой воробей могут играть заметную роль в питании нескольких видов дневных хищных птиц и сов, галка – главным образом тетеревины и сапсана, черный стриж – некоторых видов соколов, в первую очередь чеглока (см. Морозов, 2022). О частом разорении гнезд скворца белкой на территории Лесной опытной дачи ТСХА в Москве упоминала Королькова (1977).

**Синурбисты и “кандидаты в синурбисты”.** Казалось бы, в Москве хищники, в первую очередь серая ворона, должны были сильно мешать синурбизации или даже просто поддержанию внушительных плотностей гнездования видов-жертв. Однако, как явствует из перечня, приведенного в начале данного раздела, немалому числу видов-жертв, в том числе и открыто гнездящимся видам, это удалось, причем как в городе в целом, так и на

отдельных его территориях с высоким видовым богатством хищников, таких как природный комплекс в Останкино и Воробьевы Горы. Наглядным примером служат некоторые водоплавающие, в первую очередь гусеобразные птицы, несмотря на то что их кладки, да и они сами являются желанной и, казалось бы, “доступной” добычей для целого ряда хищников-урбанистов.

Ежегодные летние учеты водоплавающих птиц на всей территории Москвы проводятся с 1998 г. (Авилова, 2010а, 2020), январские – с 1985 г. (Авилова, Eremkin, 2001; Авилова, 2016а, 2020а), учеты между ноябрем и мартом на р. Москве в границах и ниже столицы и на р. Оке ниже Коломны – с 2003 г. (Зубакин и др., 2020). Однако история освоения г. Москвы видами этой группы до начала постоянного мониторинга их численности в общих чертах также известна.

В возникновении специфических городских популяций гусеобразных важнейшую роль сыграло создание их лётных групп на прудах Московского зоопарка (Кудрявцев, 1967; Остапенко и др., 1989; Авилова и др., 2007а). Лётные кряквы появились там в 1926 г., и до середины прошлого столетия их численность изменялась от нескольких десятков до ~300 особей. Однако широкое освоение кряквой города началось лишь в конце 1950-х и 1960-е гг., во многом – благодаря намеренному расселению водоплавающих и по другим московским прудам, с организацией подкормки, созданием постоянных польней зимой и искусственных мест для гнездования, которое проводилось во 2-й половине 1950-х гг. (Калецкий, 1960а; Авилова и др., 2007а). Уже в конце 1950-х гг. некоторые самки стали гнездиться в местах, где водоплавающие птицы не содержались.

Масштабный зимний учет, проведенный в 1981 г. на незамерзающих участках рек и водоемов города, выявил ~12 тысяч крякв (сведения К.Н. Благосклонова, см. Авилова, Eremkin, 2001). В это время уже много этих уток и гнездились в Москве (Авилова и др., 2007а). В конце 1980-х гг. количество зимующих особей обоих полов оценивалось в 21–28 тысяч (Авилова, Eremkin, 2001; Авилова, 2018). Число размножавшихся в 1987 г. в городе самок, причем за вычетом неудачно гнездившихся птиц, было оценено, по количеству выводков, приблизительно в 1.1–1.2 тысяч (Конторщикова, 1990). Таким образом, формирование городской популяции у кряквы началось несколько раньше, чем у серой вороны. В дальнейшем (в 1960–1980-е гг.) вид-жертва и злостный разоритель гнезд наращивали численность и осваивали Москву единовременно. Серая ворона делала это гораздо быстрее. Уже во 2-й половине 1970-х и в 1980-е гг., а может быть и с (конца?) 1960-х гг. ко-

личество гнездящихся пар вороны (т.е. не считая многочисленной не размножающейся фракции, состоящей, главным образом, из молодых особей, которые также весьма активны как хищники) превосходило число размножающихся самок кряквы в целом по городу, вероятно, на порядок или больше.

В 1990-е гг. количество зимующих крякв уменьшилось более чем в 3.5 раза, что, скорее всего, объяснялось ухудшением условий зимовки, в первую очередь сокращением подкормки, из-за социально-экономического кризиса (Avilova, Eremkin, 2001; Авилова и др., 2007а), но в последующие два десятилетия вновь преимущественно увеличивалось, достигнув 23 тысяч в 2010 г. и 27–29.7 тысяч в 2015–2020 гг. (Avilova, Eremkin, 2001; Авилова и др., 2003; Авилова, 2016а, 2019а, 2020а; Avilova, 2018). Число выводков в городе по данным июльских учетов флуктуировало в 1998–2001 гг. между 269 и 358, в 2002–2005 гг. – около 500, после чего довольно устойчиво росло и в конце 2000-х гг. превысило 900. В 2010-е гг. оно сначала снизилось, а затем увеличилось, в целом же в 2014–2020 гг. варьировало в диапазоне 632–943 (Авилова и др., 2003; Авилова, 2014а, 2015, 2019, 2020).

Работа по созданию лётных гнездящихся групп огаря и гоголя в Московском зоопарке началась с 1948 г. и с 1953 г. соответственно (Кудрявцев, 1967; Остапенко и др., 1989). У огаря случаи гнездования немногих пар за пределами зоопарка стали отмечаться с 1956 г. в северо-западной части Москвы, к концу того же года в зоопарке остались на зиму 10 птиц, а к середине 1960-х гг. ежегодно зимовали уже по 30 (Кудрявцев, 1967). В 1978–1986 гг. московская группировка огарей, зимовавших в зоопарке, состояла из 47–60 птиц (Остапенко и др., 1989). С конца 1990-х гг. наблюдался особенно быстрый рост городской популяции. Численность, о которой судили по количеству птиц, зимующих в зоопарке, увеличивалась почти ежегодно и возросла в итоге более чем на порядок – со 105 особей в 1998 г. до 170 в 2000 г., 768 в 2010 г. и 1814 особей в 2020 г. (Авилова и др., 2003; Поповкина, 2003; Поповкина, Зарубина, 2007; Авилова, 2010, 2016а, 2020а). Почти на порядок, с 10–11 в 1998–2001 гг. до 71–99 в 2017–2020 гг., увеличилось и число регистрируемых в городе выводков, хотя рост этого показателя был не столь неуклонным (Авилова и др., 2003; Авилова, 2015, 2019, 2020).

Расселение гоголя за пределы зоопарка, в том числе, по-видимому, и первые случаи гнездования вне его территории, датируется началом 1970-х гг. (Красная книга города Москвы, 2011; см. также Благодослов, 1981). Число выводков,

обнаруженных в городе в ходе летних учетов, в 1998–2001 гг. варьировало в диапазоне 14(18)–23, затем оно, в целом, возрастало и в 2009 г. достигло 57–58, после чего резко сократилось – до восьми в 2012 г., 5–8 в 2013–2016 гг., четырех в 2017 г., одного в 2018 и 2019 и двух в 2020 гг. (Авилова, 2014, 2015, 2019, 2020; Avilova, 2019). Даже в свои “лучшие годы” гоголь гнезился главным образом в северных и восточных районах Москвы, причем, за исключением прудов зоопарка, на известном удалении от ее центра (Красная книга города Москвы, 2001, 2011; Авилова, 2014; Калякин М.В. и др., 2014; Avilova, 2019). Хищничество вряд ли сыграло важную (инициирующую) роль в нынешнем крахе популяции гоголя, однако могло усугублять ситуацию на локальном уровне, например, на прудах зоопарка, где в последнее десятилетие, по-видимому, немало утят разных видов уничтожали серебристые чайки (наблюдения И.С. Сметанина, см. Авилова, 2015). Зимующие гоголи, помимо зоопарка, стали нерегулярно появляться на Москве-реке ниже Печатников с конца 1980-х гг., но зимовка в этом месте сформировалась и стала насчитывать более 100 птиц только после 2001 г. (Avilova, Eremkin, 2001; Авилова и др., 2007а; Авилова, 2014; Avilova, 2019). На протяжении двух последних десятилетий много гоголей зимовало также на незамерзающих участках Москвы-реки ниже Москвы и р. Оки ниже Коломны (Зубакин и др., 2020). За последние 10 лет, несмотря на исчезновение гнездившейся группировки, количество гоголей, зимующих на Москве-реке в пределах города, увеличилось между зимами 2010/2011 и 2013/2014 гг. почти в пять раз – с 414 до 2023 – явно за счет птиц, прибывающих из других мест (регионов). И лишь после этого оно сократилось, но поначалу менее чем в два раза, а в 2017, 2019 и 2020 гг. – до нескольких сотен птиц (Авилова, 2016а, 2019а, 2020а; Avilova, 2019).

Таким образом, московские гнездящиеся популяции огаря и гоголя формировались и наращивали численность уже в условиях очень высокой численности серой вороны. Очевидно, не последнюю роль в синурбизации этих двух видов гусеобразных сыграли их “закрытое” гнездование и агрессивность при защите выводков. Вместе с тем, помимо кряквы, еще некоторые открыто гнездящиеся водоплавающие птицы – чомга (*Podiceps cristatus*), хохлатая чернеть (*Aythya fuligula*), камышница – сформировали в Москве размножающиеся группировки, пусть небольшие по суммарной численности и в ограниченном числе мест (Красная книга города Москвы, 2001, 2011; Калякин М.В. и др., 2014; Авилова, 2015, 2019, 2020). У хохлатой чернети началу этого процесса

также могло способствовать появлению лётной группы в зоопарке (Остапенко и др., 1989; Авилова и др., 2007а). Численность камышницы, распространение которой внутри города, казалось бы, ограничивается нехваткой подходящих для гнездования биотопов, долгое время оставалась невысокой. В конце 1990-х гг. и первое десятилетие текущего века в ходе летних учетов чаще всего удавалось обнаружить около 20 выводков, лишь дважды (2002 и 2009 гг.) 26–28, но в 2013–2015 гг. — 33–38 выводков. Затем их число сократилось, но в 2018–2020 гг., несмотря на продолжающуюся масштабную “реконструкцию” городских водоемов, усугубляющую ситуацию с гнездопригодными биотопами, возросло до 35–43 (Красная книга города Москвы, 2001, 2011; Авилова, 2015, 2019, 2020).

В целом, “в обмен” на высокую численность серой вороны и некоторых других хищников (собаки, серой крысы, тетерева и др.) в период размножения, городским популяциям водоплавающих птиц удалось практически освободиться из-под прессинга охоты как минимум в августе и начале осени, а оседлым популяциям — на протяжении и других периодов года, когда ведется охота. Они также избавились от ряда хищников, обитающих в озерно-болотных угодьях загородных ландшафтов, но малочисленных или отсутствующих в самой Москве. Пример последних — болотный лунь, который последний раз гнезвился в черте города в количестве одной пары в 1974 г. (Красная книга города Москвы, 2001, 2011).

Мониторинг численности воробьиных птиц, в отличие от водоплавающих, на протяжении большей части прошлого столетия в Москве не проводился. Тем не менее на основании литературных источников и экспертных суждений (Промптов, 1932; Беляев, 1938; Кротов, 1941; Паровщиков, 1941; Формозов, 1947; Благосклонов, 1950, 1975, 1978, 1981, 1984, 1991; Бельский, 1954; Климик, Строков, 1960; Строков, 1962; Флинт, Тейхман, 1976; Константинов и др., 1990; Морозов, 1996, 2009; Еремкин, Очагов, 1998; Авилова и др., 2007, 2007а; Фридман и др., 2008 и др.) для большинства синурбистов и “кандидатов в синурбисты” можно, с теми или иными оговорками, назвать приблизительные сроки формирования специфических городских популяций. Особенно ценны в этом плане содержащиеся в публикациях 1940–1970-х гг. недвусмысленные утверждения — пусть беглые и субъективные, без точных количественных оценок — о редкости или малочисленности в Москве ряда видов, ныне ставших в ней обычными или массовыми.

Например, Формозов (1947) писал о большой синице как о птице, которая, наряду с обыкновенной горихвосткой (*Phoenicurus phoenicurus*),

мухоловкой-пеструшкой (*Ficedula hypoleuca*) и серой мухоловкой, в гнездовой период встречается в центре города хотя и чаще других лесных певчих птиц, “но все же лишь редкими единичными парами” (с. 341). Лазоревку в этом плане он не упоминал вовсе. Характеризуя осенний пролет птиц в Москве, он указывал: “Незначительное число больших синиц держится в городе оседло, но каждую осень количество их на периферии Москвы несколько увеличивается за счет особей, прикочевывающих на зиму из окрестных лесов.” (с. 334) и “Лазоревка не решается проникать в город дальше окраин с их большими участками зеленых насаждений (Сокольники, Останкино, Центральный парк им. Горького и др.) ...” (с. 333). Невысокая плотность гнездования, в том числе на периферии города, в целом подтверждается и исследованиями последующих 15 лет (Благосклонов, 1950; Бельский, Чмутова, 1951; Бельский, 1954, 1956; Климик, Строков, 1960; Строков, 1962; Флинт, Кривошеев, 1962 и др.), хотя вместе с тем эти синицы нередко характеризовались как “обычные”, а большая синица иногда и как “очень обычный”, виды того или иного лесного массива (Беляев, 1938; Кротов, 1941; Моравов, Смолин, 1960; Строков, 1962; Флинт, Тейхман, 1976 и др.). Лазоревка, как гнездящийся вид, до 1960-х гг. включительно была довольно малочисленна не только в древесных насаждениях на окраинах Москвы (Промптов, 1932; Кротов, 1941; Формозов, 1947; Бельский, 1954, 1956; Строков, 1962; Флинт, Кривошеев, 1962; Благосклонов, 1977 и др.), но и в Московской обл. (Птушенко, Иноземцев, 1968).

Позже Благосклонов (1975, с. 46) отметил, что больших синиц в Москве стало много благодаря зимней подкормке, и добавил про них: “В небольшом числе синицы остаются на гнездование и в парках города”. Наконец, еще через несколько лет он так оценил перспективы дуплогнездников в освоении столицы (Благосклонов, 1981, с. 52): “На массовое привлечение синиц разных видов, горихвосток, поползней, вертишейек и других мелких птиц, к сожалению, рассчитывать нельзя. Только большая синица может стать относительно многочисленным гнездящимся видом”. Однако в период с конца 1970-х до 1990-х гг. ситуация сначала с большой синицей, а вслед за ней и с лазоревкой изменилась разительно. Они стали не просто обычными, а массовыми гнездящимися видами Москвы, местами — с чрезвычайно высокими локальными плотностями (см. ниже, а также: Равкин, 1988; Константинов и др., 1990; Морозов, 1996, 2009, 2012; Morozov, 2009; Калякин М.В. и др., 2014).

Урбанизация в Московском регионе, по-видимому, началась у большой синицы, обыкновенного соловья и зеленушки – с середины 1960-х гг., у лазоревки – с середины 1970-х, у славки-черноголовки – с середины 1980-х, у зеленой пересмешки и серой мухоловки – с начала 1990-х, у зарянки и черного дрозда – с начала или середины 1990-х, у певчего дрозда – с 1990-х, у обыкновенного жулана – с начала 2000-х гг. Иными словами, даже у открытогнездящихся видов этот процесс протекал либо одновременно с формированием, либо уже в условиях существования сверхплотной городской популяции серой вороны. (Разумеется, сказанное не означает, что у этих видов не было гнездовых популяций в административных границах города до указанных периодов начала их “урбанизации”).

В заповедной дубраве ГБС, уже давно находящегося не на окраине, а в глубине северной части города, более того – в его административных границах 1917–1960 гг., в период с 1-й половины 1990-х до начала 2000-х гг., плотность гнездования лазоревки, певчего и черного дроздов росла и достигла весьма внушительных величин (Морозов, 2009; Morozov, 2009), несмотря на высокое локальное разнообразие хищников и разорителей гнезд (см. выше). У большой синицы численность там была очень высока – в несколько раз выше, чем у лазоревки – уже к началу 1990-х гг. При этом нет никаких оснований рассматривать рост плотности у этих видов и как результат конкурентного высвобождения. Последнее явление было бы можно ожидать в случае исчезновения их потенциальных конкурентов в процессе окружения лесного массива ГБС растущим городом. Однако ничего подобного не наблюдалось, а в итоге произошло как раз обратное: две пары близкородственных, экологически близких видов достигли сверхвысоких (синицы) и довольно высоких (дрозды) локальных плотностей гнездования, по сути дела, в процессе синурбизации, без видимых негативных последствий друг для друга. Более того, не наблюдалось обеднения видового состава гнездящихся птиц этого лесного массива, как и ряда других крупных лесопарков Москвы. В ГБС видовое богатство даже увеличилось, главным образом – за счет лесных и водоплавающих видов, в том числе – синурбистов (Морозов, 2009, 2012; Morozov, 2009). Добавим, что оба вида синиц достигли высоких локальных плотностей населения во многих других лесопарках и парках Москвы, особенно в старых дубравах и липняках, где они гнездятся, как и в ГБС, главным образом, в дуплах естественного происхождения. Вместе с тем их плотность внушительна и на некоторых застроенных, озелененных территориях города, где

многие пары размножаются, в том числе, в сооружениях человека, например в полых столбах уличных фонарей.

Начало урбанизации рябинника некоторые авторы датируют концом 1960-х (Фридман и др., 2008) или концом 1970-х гг. (Константинов и др., 1990), а формирование специфической городской популяции – началом 1980-х гг. (Фридман и др., 2008). В литературе имеются указания на увеличение его гнездовой численности в ГБС и Лесной опытной даче ТСХА к началу–середине 1970-х гг. (Благосклонов, 1977; Королькова, 1977). Во второй половине 1980-х–1990-е гг. по мнению одних экспертов он увеличивал свою численность в городе (Konstantinov et al., 1996), по мнению других – сокращал (Еремкин, Очагов, 1998). Однако во 2-й половине 2000-х или начале 2010-х гг. численность явно начала расти, в частности поселения рябинника появились в небольших озелененных дворах жилой застройки, в которых прежде он (почти) не гнезвился (наблюдения автора). Стали регулярными случаи необычно раннего гнездования (Морозов, Худяков, 2016). Возможно, все это отчасти объясняется и улучшением кормовых условий благодаря масштабным работам по “благоустройству” озелененных территорий города, особенно подсыпке богатых органикой грунтов и уходу за травяными газонами, что могло существенно повысить обилие и эффективность добывания дождевых червей – основного корма рябинника в период размножения.

В последнее время вид гнездится практически по всей территории внутри МКАД (Калякин М.В. и др., 2014), местами с очень высокой плотностью. Так, на территории МГУ на Воробьевых горах, несмотря на внушительный набор хищников, с 2013 по 2015 гг. плотность в апреле–мае возросла с 15.8 до 21.0 пары/10 га. На ландшафтном уровне это одни из самых высоких значений (вероятно, рекордно высокие), которые известны для данного вида по всему его ареалу. В московской популяции многие пары/особи после благополучного завершения 1-го цикла размножения (апрель–май) гнездятся второй раз. В эти же сроки – во 2-й половине мая и июне – повторно гнездятся особи, у которых более ранние попытки размножения закончились неудачно. Местами плотность “позднего” гнездования также довольно внушительна. Например, на территории МГУ в те же три года она варьировала от 4.3 пар/10 га в 2014 г. до 9.1 пары/10 га в 2013 г. (Морозов, Худяков, 2016).

Нельзя не упомянуть еще о нескольких открыто гнездящихся видах-жертвах, не причисляемых нами к синурбистам или “кандидатам в синурби-

сты”, которые, однако, широко распространены в Москве и в предпочитаемых биотопах (на природных и природно-антропогенных территориях) достигают приблизительно таких же (высоких) локальных плотностей гнездования, как и в сравнимых биотопах природных ландшафтов. Примеры – зяблик и шегол (*Carduelis carduelis*).

Предположение о том, что сохранению в черте города прежде существовавшей “загородной популяции”, ее дальнейшему приспособлению к обитанию в некоторых биотопах городского ландшафта мог воспрепятствовать пресс хищничества, высказывалось в отношении коноплянки (*Acanthis cannabina*) (Калякин, 2014). В 1940–1950-е гг. этот вид был обычен, хотя и распределен неравномерно, в ближайших пригородах к юго-западу от Москвы. Коноплянка гнездилась здесь не только на кустарниках и молодых деревьях, но и в штабелях парниковых рам, снегозащитных щитов и некоторых строительных материалов (Строков, 1962а). Вплоть до конца 1950-х–начала 1960-х гг. она продолжала оставаться обычной птицей зеленых насаждений среди неплотной застройки юго-западных окраин города. Местами, благодаря появлению живых изгородей и посадок деревьев некоторых пород, после строительства она становилась даже более многочисленной, например, на территории МГУ на Воробьевых горах (Благосклонов, 1960, 1975; Строков, 1962). Однако в 1960-е гг., будучи фоновым видом сельских населенных пунктов Московской обл. (Строков, 1967), с территории МГУ коноплянка практически исчезла, возможно, вследствие роста разоряемости ее гнезд серой вороной (Благосклонов, 1975; Калякин, 2014).

К сожалению, целенаправленного исследования этого процесса не проводилось, конкретных оценок изменений успешности гнездования автору найти не удалось. В качестве возражения можно указать на ситуацию в Рязани – городе с внушительной численностью вороны (580–650 пар). На гнездовании в Рязанской обл. коноплянка в целом редка, но в самом городе является наиболее синантропным представителем семейства вьюрковых, хотя и отдает здесь предпочтение застройке сельского типа. По объединенным данным, собранным между 2001 и 2015 гг., оценка успешности ее гнездования (в данном случае – отношение числа вылетевших из гнезд птенцов к числу отложенных яиц, оцененное по гнездам, контролировавшимся с начала откладки) составила 63% ( $n = 41$ ) (Барановский, Иванов, 2016) – показатель отнюдь не низкий. Таким образом, эта птица вполне способна существовать на урбанизированных территориях с высокой численностью вороны. Если действительно, как предпола-

гается (Калякин, 2014), уничтожение гнезд вороной сыграло важную роль в исчезновении коноплянки с территории МГУ и из других мест Москвы (см. выше), его воздействие, скорее всего, усугубили другие неблагоприятные факторы. Ими могли быть исчезновение застройки сельского типа, стрижка живых изгородей в период гнездования и/или применение гербицида для уничтожения одуванчиков, семенами которых коноплянки кормили птенцов (Благосклонов, 1974, 1975). Так, Благосклонов (1974) полагал, что в уничтожении городской популяции коноплянки повинен главным образом последний фактор, хотя при этом указывал и на массовое разорение гнезд серыми воронами после летней подрезки живых изгородей (Благосклонов, 1974, 1991).

**Доля успешных попыток гнездования у видов-жертв.** На отдельных модельных территориях для четырех многочисленных видов-жертв – певчего дрозда, рябинника, лазоревки и большой синицы – была оценена доля “успешных” гнезд, из которых вылетели птенцы (Mogozov, 2009; Морозов и др., 2015; Морозов, Худяков, 2016).

У певчего дрозда в заповедной дубраве ГЭС в 1999–2007 гг. откладка яиц в трех самых ранних из известных автору гнезд началась 16–17, 22–24 и 24 апреля (2004, 2000 и 2001 гг., соответственно), а самые поздние выводки покинули гнезда в начале августа (2000 г.). Доля успешных гнезд этого дрозда была в среднем 29% (медиана 23%,  $\text{lim } 8\text{--}57\%$ ) среди тех ( $n = 13\text{--}48$ , всего 260), которые были построены весной, причем в 4 года из 9 – выше 30%, и – по объединенным данным за все годы – 50% среди “летних” гнезд ( $n = 66$ ) (Mogozov, 2009). Принимая во внимание высокое видовое богатство хищников в ГЭС (см. выше) и литературные данные по успешности гнездования дроздов, можно было ожидать более низких показателей у этого вида. Со 2-й половины апреля до конца мая, в некоторые годы до начала июня, серые вороны регулярно посещали заповедную дубраву и ее окрестности в поисках корма, хотя их жилых гнезд в эти годы там, в отличие от 1980-х и начала 1990-х гг., уже почти не бывало. В этот период разорялось большое количество гнезд певчего дрозда. Однако на протяжении 2-й половины мая прессинг снижался, судя по всему, во многом благодаря появлению другого, массового и легко отыскиваемого, корма, который чрезвычайно привлекал ворон, – личинок листогрызущих насекомых, главным образом гусениц, например, зеленой дубовой листовертки (*Tortrix viridana*). А затем, после резкого сокращения количества этого корма, вороны вообще практически прекращали кормиться в глубине лесного

массива. Поэтому летом доля успешных гнезд певчего дрозда была гораздо выше, чем весной.

Главными разорителями гнезд лазоревки и большой синицы, которые в дубраве ГБС размещаются главным образом в естественных дуплах (Mogozov, 2009; Морозов, 2012), были, конечно, не врановые птицы, а хищники, способные до них добраться, например большой пестрый дятел. По данным за 1999–2004 гг. в заповедной дубраве ГБС и ее окрестностях доля успешных попыток гнездования, в зависимости от метода расчета и объединения материалов за разные годы для увеличения объема выборки, у лазоревки варьировала от 43 до 87% ( $n = 19–181$  гнезд), но за исключением одного (годового) значения (2004 г.,  $n = 21$ ) не опускалась ниже 50%, а в 18 выборках из 35 превышала 70%. Двенадцать оценок этого показателя методом Мэйфилда составляли от 56 до 87% ( $n = 21–160$ ). У большой синицы доля успешных попыток гнездования варьировала от 47 до 86% ( $n = 16–88$ ), но за исключением одного значения (2001 + 2002 гг.,  $n=19$ ) не опускалась ниже 56%, а в 12 выборках из 16 превышала 70%. Все шесть оценок по Мэйфилду варьировали в пределах около 80% ( $n = 21–77$ ). Для мелких видов дуплогнезdnиков эти показатели можно считать “обычными” или умеренно высокими, но не настолько высокими, чтобы “выдвигать” их на роль единственной важной причины повышенной плотности гнездования (Mogozov, 2009). Подчеркнем, что на большей части заповедной дубравы и в ее окрестностях в большинстве лет исследований практически отсутствовали рябинник и другие “виды-покровители”, пребывание которых могло бы снижать разоряемость гнезд певчего дрозда и синиц некоторыми хищниками.

Успешность гнездования в городских условиях самого рябинника представляет особый интерес. Этот дрозд выделяется среди воробьиных птиц небольших размеров способностью жестко оборонять окрестности своих гнезд от потенциальных разорителей. В светлое время суток он не только окрикает животных, представляющих опасность для гнезд/выводков, но и нападает на них непосредственно, зачастую обливая пометом, наносит чувствительные удары туловищем и/или клювом, преследует в воздухе, на деревьях и на земле. Считается, что пернатые хищники более уязвимы для атак этого дрозда, особенно из-за загрязнения перьев пометом, чем хищные млекопитающие. При появлении разорителя вблизи колонии его обычно атакуют птицы сразу нескольких пар, но сведения и суждения о степени уязвимости гнезд рябинника при колониальном и обособленном гнездовании противоречивы. Исход противостояний бывает различным, ино-

гда значительная часть гнезд, как одиночных, так и в колониях разоряется, в том числе и дневными хищниками, особенно серой вороной (рис. 1). Доля успешных гнезд у рябинника может широко варьировать и между разными регионами, и между близко расположенными местами, и в одной точке по годам (см. обзоры: Морозов, 2001; Морозов, Худяков, 2016).

В разные годы последнего десятилетия в основной период размножения (гнезда, построенные не позже 1-й пятидневки мая) доля успешных гнезд у рябинника на модельных площадях на территориях МГУ (2011–2020 гг.), Олимпийского комплекса “Лужники” (2013–2015 гг.), в жилой застройке (один квартал – 2014 и 2015 гг., еще три – 2015 г.), в Воронцовском парке (2014–2015 гг.) и Кусковском лесопарке (2014 г.) была, как правило, выше 80%, в целом ряде случаев 90–96% (Морозов и др., 2015; Морозов, Худяков, 2016 и неопубл.). Более низкие значения получены в дендрарии ГБС, где судьбы гнезд рябинника отслеживались в 2014 и 2015 гг. – 74 и 60% соответственно. Что касается поздних гнезд (начало кладки не раньше 2-й пятидневки мая), доля успешных среди них обычно оказывалась ниже, чем в том же месте в основной период гнездования, но в большинстве случаев тоже внушительной – 60–86%. Следует подчеркнуть, что доля успешных гнезд, в силу ряда причин, рассчитывалась нами как отношение к числу всех полностью построенных гнезд, а не только тех из них, которые содержали полные кладки (в отличие от Mayfield, 1961 и др.). Иными словами, включались и те гнезда, которые были разорены или брошены незадолго до начала или в период откладки яиц, что “занижало” наши показатели по сравнению с некоторыми литературными данными. Отход яиц и птенцов в “успешных” в целом гнездах был относительно невелик в основной период размножения, но возрастал при позднем гнездовании до нескольких десятков процентов от числа отложенных яиц. Однако значительная доля этих частичных потерь объяснялась не хищничеством, а иными причинами: неоплодотворенностью некоторых яиц, гибелью части птенцов в выводке вследствие асинхронности вылупления и последующего развития и т.п.

Исключениями на этом фоне выглядят результаты 2017 и 2020 гг., когда исследованиями была охвачена только часть “старой” территории МГУ. В эти два года соответственно лишь 51% ( $n = 106$ ) и 47% ( $n = 108$ ) попыток гнездования, предпринятых в основной период размножения, закончились вылетом птенцов. Доля успешных среди поздних гнезд, строительство которых было завершено во 2-й половине мая или июне, оказа-

лась выше: 56% ( $n = 41$ ) и 62% ( $n = 26$ ), соответственно (неопубл. данные автора).

Во все годы хищничество абсолютно лидировало среди причин гибели гнезд рябинника, хотя в некоторые (2015 и 2017 гг.) существенный вклад внесли и экстремальные погодные явления в мае, а именно обильные продолжительные осадки на фоне похолоданий, вызвавшие гибель целых выводков в части гнезд (Морозов, Худяков, 2016 и неопубл.). Плотность гнездования серой вороны на модельных территориях варьировала в широких пределах — от 0 до 5.4 пары/10 га. Однако доля успешных гнезд рябинника с ней не коррелировала (Морозов и др., 2015; Морозов, Худяков, 2016 и неопубл.). Более того, максимальные значения обоих показателей в 2014 г. (плотность гнездования вороны 4.1 пары/10 га,  $n = 16$ ; доля успешных весенних гнезд у рябинника 95%,  $n = 43$ ) и 2015 г. (соответственно: 5.4 пары/10 га,  $n = 20$ ; 96%,  $n = 43$ ) были зафиксированы на одной модельной площади — в Воронцовском парке. Некоторые жилые гнезда ворон — на разных модельных площадях — располагались посреди довольно плотных скоплений гнезд рябинника или рядом с ними, хотя, как правило, на (гораздо) большей высоте. Последнее обстоятельство, очевидно, снижало остроту агрессивных действий рябинников и против взрослых ворон во время их отлетов и возвращений в свои гнезда, и против воронят в гнездах.

В 2016–2020 гг. на территории МГУ наряду с традиционными методами отслеживания судьбы гнезд применялись видео- и фоторегистрация с помощью фотоловушек, установленных в общей сложности над 140 гнездами рябинника на разных стадиях (данные автора). Результаты этой работы подтвердили предположение (Wiklund, Andersson, 1994) о неспособности рябинника к обороне гнезд в темное время суток. Так, жертвами ушастой совы “легко” становились не только птенцы (рис. 2) и слетки, но и (дважды) сидящие на гнездах самки рябинника. На этот вид сов пришлось 11 из 43 случаев хищничества, зафиксированных фотоловушками, тогда как на долю серой вороны — 25 случаев, и это при численном превосходстве вороны над совой на порядок. Ушастая сова, как известно, преимущественно “мышеед”, на большей части Европы в ее рационе преобладают полевки рода *Microtus*, но она нередко добывает и птиц (Handbook ..., 1985; Приклонский, Иванчев, 1993 и др.). В населенных пунктах существенную роль в питании вида подчас играет серая крыса (Pirovano et al., 2000), что наблюдается и в Москве, в том числе, на территории МГУ (Калякин, 2014 и др.; Sharikov, Makarova, 2014). Не удивительно, что ушастую сову привлекают также многочисленные гнезда рябинника, который

практически беспомощен против хищников даже в сумерках и при электрическом освещении ночью. В этом смысле она находится в гораздо более выгодном положении, чем дневные хищники.

Записи с фотоловушек также выявили “слабые места” в оборонительном поведении рябинника против дневных разорителей, таких как серая ворона и белка. Некоторые, вероятно — сильно мотивированные, особи этих хищников иногда не только добивались до гнезд, но и какое-то время манипулировали яйцами и птенцами в гнезде, невзирая на продолжавшиеся атаки родителей (рис. 1). Тем не менее гнездовые потери в большинстве исследованных точек города оказались небольшими или “умеренными” (Морозов и др., 2015; Морозов, Худяков, неопубл.), что свидетельствует о не слишком мощном прессинге хищников и об эффективности, в целом, оборонительного поведения рябинника в этих условиях.

Таким образом, у нескольких видов-жертв, изучавшихся в последние десятилетия в отдельных точках города, не только плотность, но и успешность гнездования оказалась либо довольно высокой (два вида синиц, рябинник), либо, по крайней мере, не низкой (певчий дрозд) по сравнению с показателями из не городских местообитаний, приводимыми в литературе.

## НЕКОТОРЫЕ ДРУГИЕ РОССИЙСКИЕ ГОРОДА

Московская ситуация, в общих чертах, далеко не исключительна. Например, в лесопарковой зоне Воронежа в 1970-е гг. резко увеличилась плотность гнездования (до 6.5 пар/10 га) малочисленного прежде рябинника. Приблизительно в одно время с ним или немного позже осваивали город в качестве гнездящихся видов, наращивали численность в нем сорока, серая ворона и сойка. Так, в Центральном парке ко 2-й половине 1980-х гг. рябинник наиболее плотно заселил ту же сильно деградировавшую и подверженную высокой рекреационной нагрузке часть дубравы, что и два первых вида врановых птиц. Суммарная плотность гнездования сороки и вороны достигла там 5–5.5 пар/10 га, сойки — ~2.3 пары/10 га (Нумеров и др., 2013).

Несмотря на высокую численность этих трех разорителей гнезд, успешность гнездования рябинника в парке (в данном случае — отношение числа вылетевших из гнезд птенцов к числу отложенных яиц, т.е. доля успешных гнезд еще выше приводимых значений) по модифицированному методу Мэйфилда (при расчетах за единицу наблюдений принималось не гнездо, а яйцо или птенец) в 1982, 1986, 1987 и 1995 гг. находилась в



**Рис. 2.** Ушастая сова разоряет гнездо рябинника с четырьмя птенцами в возрасте от 1.7 до 4.2 суток. Утащив одного птенца, она прилетела вновь и взяла в клюв другого, начала поедать его на месте, но почти сразу уронила на землю (территория МГУ, Воробьевы горы, Москва, ночь с 16 на 17 июня 2017 г.; снимок сделан фотоловушкай Seelock Spromise S128).

диапазоне 72–78%. Это очень высокие значения для открыто гнездящегося вида. В среднем на одну попытку размножения приходилось 4.0–4.3 слетка (Венгеров, 1990; Венгеров, Смирнов, 2013). Под защитой рябинников довольно успешно, а в некоторые годы очень успешно гнездились певчие дрозды и зяблики, о чем будет подробнее сказано в следующем сообщении.

Калининград был быстро, за 1990–2000-е гг., освоен вяхирем, чему предшествовал ~70-летний период начальной синантропизации вида на окружающих город территориях. Центральную часть города этот голубь заселил в начале 1990-х гг. (не менее 13 пар), а уже в конце 1990-х и в 2000-х гг. его численность в городе превысила 580 пар (Лыков, 2009; Астафьева и др., 2011; Лыков, Гришанов, 2018). К концу 2000-х гг. плотность гнездования вяхира в целом по городу оценивалась в 2.2–2.8 пар/10 га, наиболее высокие показатели зафиксированы в периферической зоне города: в лесопарках (3–5 пар/10 га) и на некоторых улицах

(до 7 пар/10 га) (Астафьева и др., 2011). В эти же десятилетия произошло хотя и гораздо менее масштабное, но все же многократное увеличение численности (до ~170 пар) и распространения в городе рябинника (Шукшина, Гришанов, 2014; Лыков, Гришанов, 2018). Если в 1997–2004 гг. максимальные плотности его гнездования наблюдались в крупных периферийных лесопарках (до 4.1 пар/10 га), то в 2010–2013 гг. – в центральных парках города (до 3.7 пар/10 га) (Шукшина, Гришанов, 2014).

Столь привлекательные жертвы наращивали свое присутствие в Калининграде, несмотря на внушительную плотность населения серой вороны (до 1.5–2 пар/10 га, в городе более 550 пар) и сороки (до 1.0–1.5 пары/10 га, более 900 пар), гнездование обыкновенной пустельги (6–11 пар), серой неясыти (не менее 16 пар в первой половине 1990-х гг., позже ~8 пар), ушастой совы (не менее 4–6 пар) и некоторых других хищников (Лыков, Гришанов, 2018).

Успешность гнездования вяхиры в Калининграде, рассчитанная как отношение числа вылетевших из гнезд птенцов к числу отложенных яиц в объединенной выборке за период 1996–2007 гг. ( $n = 55$  гнезд), составила 50% (для апрельских гнезд – 78%). Это один из самых высоких показателей, известных для данного вида. Основные потери происходили на стадии откладки и насиживания яиц, в основном – из-за хищников, а среди вылупившихся птенцов отход составил лишь 11% (Лыков, 2009). У черного дрозда, многочисленная городская популяция которого в Калининграде сформировалась значительно раньше, чем у вяхиры и рябинника – во второй четверти 20-го столетия, – успешность гнездования в объединенной выборке за период 1994–2007 гг. ( $n = 52$  гнезда) составила 33% (Лыков, 2011). Это “средний”, отнюдь не низкий, показатель для данного вида (см. Tomiałojć, 1994; Morozov, 2009; Лыков, 2011). Четыре десятка лет тому назад гибель кладок черного дрозда в городе (70%) была несколько выше, чем в пригороде (64%) и лесном ландшафте Калининградской обл. (62.5%) (Гришанов, 1981).

Значительной численностью и не бедным видовым составом пернатых хищников и разорителей гнезд характеризуется Рязань (Барановский, Иванов, 2016). Плотность населения сороки здесь не очень высока (в среднем в разных типах местобитаний от 0.06 до 0.5 пар/10 га, численность в городе оценивается в 190–230 пар), но многочисленны серая ворона (в среднем в разных типах многоэтажной застройки до 0.8–1.1 пар/10 га, в городе 580–650 пар) и грач (780–890 пар), а также галка (380–430 пар). Не представляют редкости перепелятник (7–12 пар), обыкновенная пустельга (12–20 пар), ушастая сова (12–25 пар), большой пестрый дятел (38–46 пар) и обыкновенный жулан (до 40–60 пар). Еще некоторые виды дневных хищных птиц, совообразных и врановых гнездятся в небольших количествах, главным образом, на природных территориях окраин города и в ближайших пригородах.

При этом многие виды-жертвы в Рязани (местами) не только многочисленны или обычны, но и имеют отнюдь не низкую, а некоторые довольно высокую успешность гнездования, которая в данном случае рассчитывалась как отношение числа вылетевших из гнезда птенцов к числу отложенных яиц (Барановский, Иванов, 2016). По объединенным данным, собранным между 1998 и 2015 гг. (для разных видов годы сбора материалов несколько различались), она составила, например, у белой трясогузки 73% (объем материала за все годы:  $n = 40$  гнезд), у славки-черноголовки 62.5% ( $n = 88$ ), у славки-мельничка (*Sylvia curruca*) 73% ( $n = 36$ ), у серой мухоловки и зарянки

по 63% ( $n = 137$  и  $n = 126$ , соответственно), у обыкновенного соловья 67% ( $n = 31$ ), у певчего дрозда 57.5% ( $n = 465$  гнезд), у черного дрозда 57% ( $n = 160$ ), у рябинника 74% ( $n = 440$ ), у большой синицы 72% ( $n = 211$ ), у лазоревки 75% ( $n = 83$ ), у зяблика 61% ( $n = 284$ ).

Оба вышеупомянутых вида синиц в населенных пунктах зачастую устраивают гнезда не в дуплах, а в антропогенных укрытиях, например в полых металлических столбах. До этих гнезд, очевидно, сложнее добираться некоторым хищникам. Однако, например, в условиях Рязани подобное гнездование сопровождается потерями по иным причинам (Барановский, Иванов, 2016). Иногда такие гнезда непреднамеренно или преднамеренно разоряются человеком. В жаркую погоду некоторые открыто расположенные металлические конструкции разогреваются настолько, что выводки гибнут от перегрева. Во время вылета некоторым птенцам не удается выбраться наружу из-за глубокого расположения гнезд и гладкости внутренних стенок вертикальных столбов. Таким образом, у синиц в Рязани репродуктивные потери из-за хищников еще меньше, чем могло показаться на основании приведенных выше оценок успешности гнездования.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, на примере ряда российских городов можно дать в целом отрицательный, хотя и с оговорками, ответ на вопрос, являются ли городские популяции хищников трудно преодолимым препятствием для синурбизации видов-жертв. Некоторые виды-жертвы сформировали или сохранили в урбололандах довольно многочисленные популяции с (очень) высокими локальными плотностями гнездования в предпочитаемых биотопах. Это произошло в условиях высших (локальных) плотностей населения ряда важных (гнездовых) хищников, в первую очередь серой вороны, а местами к тому же и внушительного видового богатства хищников. И при наличии городских популяций хищников урбололанда осваивают представители разных надвидовых таксонов и экологических групп жертв, в том числе открыто гнездящиеся виды, чьи кладки и птенцы особенно доступны для разорителей гнезд. У нескольких видов-жертв, изучавшихся в последние десятилетия в отдельных точках Москвы, не только плотность, но и доля успешных гнезд оказались довольно высокими или, по крайней мере, не низкими. Эти выводы в целом подтверждаются сведениями из некоторых других городов европейской части России.

Явление повышенной плотности и довольно высокой успешности размножения видов-жертв в условиях высокой плотности населения, а нередко и внушительного видового богатства хищников отмечено не только в российских городах. В последнее время оно все чаще обсуждается на примере птиц и млекопитающих, населяющих американские и западноевропейские урбандшафты, как своего рода парадокс (Shochat, 2004; Rodewald et al., 2011; Stracey, 2011; Fischer et al., 2012; Buxton, Benson, 2015; Seress, Liker, 2015 и др.). Его возможные причины будут рассмотрены в следующем сообщении (Морозов, 2022).

### БЛАГОДАРНОСТИ

Автор очень признателен анонимному рецензенту за конструктивные замечания и советы, которые позволили существенно улучшить структуру переходов между сообщениями, повысить четкость изложения и устранить целый ряд других недочетов. Работа выполнена в соответствии с госзаданием № 0109-2019-0006, поддержана программами президиума РАН № I.1.17 “Эволюция органического мира. Роль и влияние планетарных процессов” и I.2.41 “Биоразнообразии природных систем и биологические ресурсы России”. В ней также использованы материалы, в том числе ранее не публиковавшиеся, собранные автором при выполнении ряда грантов РФФИ (№ 11-04-00941а, 08-04-00926а, 05-04-49620а, 02-04-49077а и др.).

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Авдеев В.П., 2018. Результаты оценки численности птиц в ГБС РАН // Московка. № 28. С. 15–25.
- Авдеев В.П., 2019. Встречи кедровки в октябре и ноябре 2018 г. в ГБС РАН и Лотошинском рыбхозе // Московка. № 29. С. 32–33.
- Авилова К.В., 2010. Двадцать пять лет зимним учетам водоплавающих птиц в городе Москве // Московка. № 11. С. 4–8.
- Авилова К.В., 2010а. Динамика численности и показатели размножения городской популяции кряквы *Anas platyrhynchos* L. с 1998 по 2009 г. (на примере Москвы) // Бутурлинский сборник: Материалы III Всероссийских Бутурлинских чтений. Ульяновск: Изд-во “Корпорация технологий продвижения”. С. 80–88.
- Авилова К.В., 2014. Городская популяция гоголя (*Vesperhala clangula* L.) в Москве: история интродукции утки-дуплогнездника // Птицы-дуплогнездники как модельные объекты в решении проблем популяционной экологии и эволюции. Материалы международной конф. М.: Товарищество научных изданий КМК. С. 5–12.
- Авилова К.В., 2014а. Результаты 16-го и 17-го летних учетов водоплавающих птиц в Москве (июль 2013 и июль–июль 2014 гг.) // Московка. № 20. С. 8–15.
- Авилова К.В., 2015. Результаты 18-го московского учета водоплавающих птиц в июле 2015 года // Московка. № 22. С. 12–22.
- Авилова К.В., 2016. Жизненный цикл и динамика численности городской популяции кряквы (*Anas platyrhynchos*, Anseriformes, Aves) в Москве // Зоологический журнал. Т. 95. № 12. С. 1427–1440.
- Авилова К.В., 2016а. Результаты 32-го учета водоплавающих птиц, зимующих в Москве // Московка. № 23. С. 3–9.
- Авилова К.В., 2019. Результаты летнего учета водоплавающих птиц Москвы в 2019 году // Московка. № 30. С. 6–11.
- Авилова К.В., 2019а. Результаты юбилейного, 35-го учета зимующих в Москве водоплавающих птиц // Московка. № 29. С. 14–18.
- Авилова К.В., 2020. Результаты 23-го летнего учета водоплавающих птиц Москвы // Московка. № 32. С. 2–8.
- Авилова К.В., 2020а. Результаты 36-го зимнего учета водоплавающих птиц в Москве // Московка. № 31. С. 7–13.
- Авилова К.В., Еремкин Г.С., Очагов Д.М., Толстенков О.О., 2007. Многолетняя динамика фауны птиц лесной опытной дачи Тимирязевской сельскохозяйственной // Динамика численности птиц в наземных ландшафтах. М.: ИПЭЭ РАН. С. 158–164.
- Авилова К.В., Поповкина А.Б., Еремкин Г.С., 2003. Динамика численности и распределения водоплавающих птиц Москвы: 1998–2001 гг. // Животные в городе. Материалы Второй научно-практической конференции. М.: ИПЭЭ РАН, МСХА. С. 64–66.
- Авилова К.В., Поповкина А.Б., Сметанин И.С., 2007а. Роль Московского зоопарка в поддержании городской группировки гусеобразных птиц // Орнитологические исследования в зоопарках и питомниках. Вып. 2. М.: Московский зоопарк. С. 21–30.
- Айрапетьянц А.Э., 1983. Сони. Л.: Изд-во Ленинградского ун-та. 191 с.
- Астафьева Т.В., Гришанов Г.В., Лыков Е.Л., 2011. История формирования и современное состояние городской популяции вяхиря *Columba palumbus* L. в Калининграде // Вестник Балтийского федерального университета им. И. Канта. Вып. 7. С. 51–58.
- Баженов Д.В., 2018. Учет гнезд дятлов в Покровском-Стрешневе // Московка. № 28. С. 62.
- Барановский А.В., Иванов Е.С., 2016. Гнездящиеся птицы города Рязани (Атлас распространения и особенности биологии). Рязань: Изд-во “ПервопечатникЪ”. 367 с.
- Бардин А.В., 1986. Влияние хищничества большого пестрого дятла на успешность размножения пухляка и хохлатой синицы // Экология. № 6. С. 77–79.
- Бельский Н.В., 1954. Насекомоядные птицы в защите растительности Главного Ботанического сада // Труды Главного Ботанического сада. Т. 4. С. 156–177.
- Бельский Н.В., 1956. Привлечение птиц в Главном Ботаническом саду в Москве // Пути и методы ис-

- пользования птиц в борьбе с вредными насекомыми. М.: Изд-во Министерства сельского хозяйства СССР. С. 115–118.
- Бельский Н.В., 1962. Обыкновенная пустельга и ушастая сова в Ботаническом саду // Орнитология. Вып. 4. С. 316–324.
- Бельский Н.В., Чмутова А.П., 1951. Значение птиц в защите растительности Главного Ботанического сада // Бюллетень Главного Ботанического сада. № 8. С. 93–103.
- Беляев М.М., 1937. 15-летние наблюдения над орнитофауной Сокольнической рощи // Природа. № 7. С. 110–112.
- Беляев М.М., 1938. Об изменениях в авифауне Сокольнической рощи за период 1922–1937 гг. // Ученые записки факультета естественных наук МОПИ. М.: Изд-во МОПИ. С. 30–39.
- Благосклонов К.Н., 1949. Охрана и привлечение птиц полезных в сельском хозяйстве. М.: Учпедгиз. 224 с.
- Благосклонов К.Н., 1950. О привлечении и разведении в Москве насекомоядных, певчих и декоративных птиц в связи с реконструкцией столицы // Охрана природы. Сборник 10. М.: Издание Всесоюзного Общ-ва охраны природы. С. 135–146.
- Благосклонов К.Н., 1960. Формирование фауны птиц на территории Московского государственного университета на Ленинских Горах // Охрана природы и озеленение. Вып. 2. С. 109–113.
- Благосклонов К.Н., 1974. Изменения численности и поведения птиц в расстроенных биогеоценозах // Материалы 6-й Всесоюзной орнитологической конф., Москва, 1–5 февраля 1974 г. Часть 1. М.: Изд-во Московского ун-та. С. 60–61.
- Благосклонов К.Н., 1975. Птицы большого города // Природа. № 3. С. 37–46.
- Благосклонов К.Н., 1977. Птицы Главного ботанического сада АН СССР // Защита растений от вредителей и болезней. Т. 4. С. 61–66.
- Благосклонов К.Н., 1978. Врановые птицы и скворцы в Москве // Растительность и животное население Москвы и Подмосковья (Материалы совещ. 21–22 сентября 1977 г.). М.: Изд-во Московского ун-та. С. 22–24.
- Благосклонов К.Н., 1981. Птицы в городе // Природа. № 5. С. 43–52.
- Благосклонов К.Н., 1984. Врановые птицы в городах Восточной Европы // Экология, биоценологическое и хозяйственное значение врановых птиц. Материалы I совещания по экологии, биоценологическому и хозяйственному значению врановых птиц, 24–27 января 1984 г. М.: Наука. С. 64–67.
- Благосклонов К.Н., 1991. Гнездование и привлечение птиц в сады и парки. М.: Изд-во Московского ун-та. 251 с.
- Благосклонов К.Н., Рябенко Е.Е., 1980. Совы в городе Москве // Бюллетень МОИП. Отд. биол. Т. 85. № 4. С. 49–54.
- Венгеров П.Д., 1990. Эколого-ооморфологическая оценка состояния популяций птиц в трансформированных экосистемах. Дис. ... канд. биол. наук. М.: ВНИИ охраны природы и заповедного дела Госкомприроды СССР. 178 с.
- Венгеров П.Д., 2018. Экология размножения большой синицы (*Parus major*) в островном лесу Центрального Черноземья (на примере Воронежского заповедника) // Вестник Оренбургского Государственного Педагогического университета. № 1 (25). С. 9–24.
- Венгеров П.Д., Смирнов С.В., 2013. 5.6. Рябинник – *Turdus pilaris* L. // Нумеров А.Д., Венгеров П.Д., Киселев О.Г., Борискин Д.А., Ветров Е.В. и др. Атлас гнездящихся птиц города Воронежа. Воронеж: Изд-во “Научная книга”. С. 287–293.
- Волков В., Кадетов Н., Кадетова А., 2010. Опыт реинтродукции хищных птиц на Воробьевых горах // Московка. № 11. С. 32–34.
- Воронцовский В.И., Леонов А.П., 2003. Особенности процесса урбанизации в популяции ушастой совы *Asio otus* (на примере г. Москвы) // Животные в городе. Материалы Второй научно-практической конференции. М.: ИПЭЭ РАН, МСХА. С. 161–164.
- Гавриленко Н.И., 1970. Позвоночные животные и урбанизация их в условиях города Полтавы. Харьков: Изд-во Харьковского ун-та. 140 с.
- Грабовский В.И., 1983. Социальная структура популяции серых ворон (*Corvus cornix*) на Ленинских Горах в Москве // Зоологический журнал. Т. 62. № 3. С. 389–398.
- Гришанов Г.В., 1981. Особенности биологии гнездования черного дрозда (*Turdus merula* L.) в ландшафтах с различной степенью окультуривания на территории Калининградской области // Тез. докл. X Прибалтийской орнитол. конф. Т. 2. Рига: Ин-т биологии АН Латвийской ССР. С. 47–48.
- Гроот Куркамн Х., 2007. Птицы Главного Ботанического Сада РАН (квадрат Д-7) // Птицы Москвы: 2006 год, квадрат за квадратом. Труды Программы “Птицы Москвы и Подмосковья”. Т. 1. М.: Научно-исследовательский Зоологический музей МГУ. С. 50–54.
- Дементьев Г.П., 1947. К биологии среднерусского сокола *Falco peregrinus brevirostris* Menzbieg // Очерки природы Подмосковья и Московской области (климат, геология, геоморфология, почвы и животный мир). М.: Изд-во МОИП. С. 96–103.
- Еремкин Г.С., 2004. Редкие виды птиц г. Москвы и ближнего Подмосковья: динамика фауны в 1985–2003 гг. // Беркут. Т. 13. № 2. С. 161–182.
- Еремкин Г.С., Очагов Д.М., 1998. О тенденциях в изменении численности птиц Москвы и ближнего Подмосковья // Природа Москвы. М.: Биоинформсервис. С. 170–176.
- Захаров К.В., Жигарев И.А., 2003. Куны в г. Москве // Животные в городе. Материалы Второй научно-практической конференции. М.: ИПЭЭ РАН, МСХА. С. 31–32.
- Зубакин В.А., 1998. Распределение и численность чайковых птиц Московской области // Орнитология. Вып. 28. С. 66–75.

- Зубакин В.А., 2011. Чайки обживают московские крыши // Московка. № 14. С. 54–56.
- Зубакин В.А., 2017. Изменение гнездовой численности серой вороны и других воробьинообразных птиц в жилых кварталах на востоке Москвы в последнее десятилетие // Динамика численности птиц в наземных ландшафтах. Матер. Всероссийской конф. (ЗБС МГУ, 17–21 марта 2017 г.). М.: Товарищество научных изданий КМК. С. 310–314.
- Зубакин В., 2018. Урбанизированная популяция озерных чаек (*Larus ridibundus*) города Москвы и ближнего Подмоскovie: история и закономерности формирования пространственной структуры // Орнитология: история, традиции, проблемы и перспективы. Матер. Всеросс. конф., посвященной 120-летию со дня рождения профессора Г.П. Деметьева (ЗБС МГУ, 27 сентября–1 октября 2018 г.). М.: Товарищество научных изданий КМК. С. 169–175.
- Зубакин В.А., Еремкин Г.С., Бащинская С.В., Бондарева Н.А., Воронов Д.А. и др., 2020. Численность зимующих водоплавающих и околоводных птиц на реках Москве и Оке в Московском регионе в сезон 2019/2020 гг. // Московка. № 31. С. 13–36.
- Иванчев В.П., 2000. Хищничество большого пестрого дятла *Dendrocopos major* // Труды Окского биосферного государственного заповедника. Вып. 20. С. 107–127.
- Ильичев В.Д., Бутьев В.Т., Константинов В.М., 1987. Птицы Москвы и Подмоскovie. М.: Наука. 272 с.
- Кадетов Н.Г., Кадетова А.А., Куранова Г.А., 2010. Птицы Воробьевых гор (квадрат М-5) // Птицы Москвы: 2009 год, квадрат за квадратом. Труды Программы “Птицы Москвы и Подмоскovie”. Т. 5. М.: Научно-исследовательский Зоологический музей МГУ. С. 145–150.
- Калецкий А.А., 1960. Работа Горветотдела Моссовета с сизыми голубями в 1957–1958 годах // Охрана природы и озеленение. Вып. 2. С. 86–89.
- Калецкий А.А., 1960а. Содержание птиц на водоемах Москвы // Орнитология. Вып. 3. С. 420–424.
- Калякин В.Н., 2009. Сапсаны на главном здании МГУ в 2005–2009 гг. // Редкие виды птиц Нечерноземного центра России. М. С. 194–199.
- Калякин В.Н., 2014. Кратко о результатах наблюдений 2001–2014 гг. за некоторыми пернатыми хищниками Москвы и Подмоскovie // Московка. № 20. С. 42–54.
- Калякин М.В., Волцит О.В., 2012. Москва // Птицы городов России. СПб.–М.: Товарищество научных изданий КМК. С. 250–297.
- Калякин М.В., Волцит О.В., Гроот Куркамн Х. (ред.-сост.), 2014. Атлас птиц города Москвы. М.: Фитон XXI. 332 с.
- Карасева Е.В., Телицына А.Ю., Самойлов Б.Л., 1999. Млекопитающие Москвы в прошлом и настоящем. М.: Наука. 245 с.
- Кияткина Н.П., 2019. Учет соловьев в 2019 году: в 9 парках Москвы не осталось соловьев // Московка. № 30. С. 63–65.
- Климик Е.Б., Строков В.В., 1960. Опыт привлечения насекомоядных птиц в парки Москвы // Охрана природы и озеленение. Вып. 2. С. 102–108.
- Константинов В.М., Бабенко В.Г., Барышева И.К., 1982. Численность и некоторые черты экологии синантропных популяций врановых птиц в условиях интенсивной урбанизации // Зоологический журнал. Т. 61. № 12. С. 1837–1845.
- Константинов В.М., Бабенко В.Г., Силаева О.Л., Авиллова К.В., Лебедев И.Г., 1990. Антропогенные изменения фауны и населения лесных птиц Теплостанской возвышенности // Экологические исследования в парках Москвы и Подмоскovie. М.: Наука. С. 90–117.
- Контрощиков В.В., 1990. К биологии кряквы в Москве // Доклады МОИП. Зоология и ботаника (1988 г.). М.: МОИП. С. 23–27.
- Корбут В.В., 1996. Депрессия численности серой вороны (*Corvus corone cornix* L. 1785) в Московском регионе // Доклады Академии наук. Т. 351. № 1. С. 140–142.
- Корбут В.В., 1996а. Уникальная популяция серой вороны (*Corvus corone cornix* L. 1785) г. Москвы // Доклады Академии наук. Т. 348. № 1. С. 136–139.
- Королькова Г.Е., 1977. Некоторые особенности поведения животных в лесопарках г. Москвы // Управление поведением животных. М.: Наука. С. 148–149.
- Красная книга города Москвы, 2001 / Ред. Б.Л. Самойлов, Г.В. Морозова. М.: АБФ. 624 с.
- Красная книга города Москвы. 2-е издание, 2011 / Отв. ред. Б.Л. Самойлов, Г.В. Морозова. М.: Департамент природопользования и охраны окружающей среды города Москвы. 928 с.
- Красная книга Московской области. 3-е издание, 2018 / Отв. ред. Т.И. Варлыгина, В.А. Зубакин, Н.Б. Никитский, А.В. Свиридов. Московская обл.: ПФ “Верховье”. 810 с.
- Кротов А., 1941. Фауна окрестностей Москвы (Птицы Останкина) // Природа и социалистическое хозяйство. Сб. 8. Ч. 2. С. 349–354.
- Кудрявцев С.М., 1967. Утки Московского зоопарка, живущие на полной свободе // Животное население Москвы и Подмоскovie, его изучение, охрана и направленное преобразование. Материалы совещания 27–28 апреля 1967 г. М.: МОИП, Ин-т географии АН СССР. С. 86–89.
- Кузиков И.В., 2008. Птицы района “Шукино” (квадрат Ж-3) // Птицы Москвы: 2007 год, квадрат за квадратом. Труды Программы “Птицы Москвы и Подмоскovie”. Т. 2. М.: Научно-исследовательский Зоологический музей МГУ. С. 68–74.
- Лихачев Г.Н., 1954. Размножение и численность орешниковой сони // Зоологический журнал. Т. 33. № 5. С. 1171–1182.
- Лихачев Г.Н., 1971. К биологии орешниковой сони // Труды Приокско-Террасного государственного заповедника. Вып. 5. С. 160–175.

- Лихачев Г.Н., 1972. Распространение сонь в европейской части СССР // Фауна и экология грызунов. Вып. 11. М.: Изд-во Московского ун-та. С. 71–115.
- Лыков Е.Л., 2009. Биология гнездования вяхиря в условиях города (на примере Калининграда) // Беркут. Т. 18. № 1–2. С. 54–68.
- Лыков Е.Л., 2009а. Фауна, население и экология гнездящихся птиц городов Центральной Европы (на примере Калининграда). Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М. 24 с.
- Лыков Е.Л., 2011. Экология гнездования черного дрозда в условиях Калининграда // Орнитология. Вып. 36. С. 114–130.
- Лыков Е.Л., 2017. О возникновении популяций сороки (*Pica pica*) на урбанизированных территориях Палеарктики // Экология врановых птиц в естественных и антропогенных ландшафтах Северной Евразии. Казань: ООО “Олитех”. С. 128–132.
- Лыков Е.Л., Гришанов Г.В., 2018. Атлас гнездящихся птиц Калининграда. Калининград: Смартбукс. 320 с.
- Маловичко Л.В., Зубалий А.М., 2020. О гнездовании чибиса на полях РГАУ-МСХА имени К.А. Тимирязева // Московка. № 32. С. 44–46.
- Мальчевский А.С., Пушкинский Ю.Б., 1983. Птицы Ленинградской области и сопредельных территорий: история, биология, охрана. Т. 1. Л.: Изд-во Ленинградского ун-та. 480 с.
- Марова И.М., Антипов В.А., Иваницкий В.В., 2014. Соловей в Москве: вокальные характеристики, современное состояние и перспективы выживания уникальной популяции // Редкие виды птиц Нечерноземного центра России. М. С. 205–211.
- Моравов А.А., Смолин П.П., 1960. Об изменении орнитофауны Лесной опытной дачи Московской сельскохозяйственной академии имени К.А. Тимирязева // Зоологический журнал. Т. 39. № 8. С. 1232–1235.
- Морозов Н.С., 1996. Орнитофауна Главного ботанического сада в Москве: современное состояние и изменения за последние 65 лет // Бюллетень Московского общества испытателей природы. Отдел биологический. Т. 101. № 4. С. 16–28.
- Морозов Н.С., 2001. Межвидовые ассоциации и организация населения гнездящихся птиц в лесах умеренного пояса. 2. Ассоциации, формирующиеся в поселениях дрозда-рябинника, *Turdus pilaris* // Успехи современной биологии. Т. 121. № 5. С. 428–447.
- Морозов Н.С., 2004. Скопления серых ворон и задержка свистелей в очаге размножения зеленой дубовой листовертки в Москве // Орнитология. Вып. 31. С. 260–261.
- Морозов Н.С., 2009. Птицы городских лесопарков как объект синэкологических исследований: наблюдаются ли обеднение видового состава и компенсация плотностью? // Виды и сообщества в экстремальных условиях. М.—София: КМК—Pensoft. С. 429–486.
- Морозов Н.С., 2012. Птицы в большом городе: можно ли сохранить их разнообразие в лесопарках Москвы? // Природа. № 5. С. 49–61.
- Морозов Н.С., 2013. Гнездование скворца в беличьем гайне // Московка. № 18. С. 13–17.
- Морозов Н.С., 2021. Роль хищников в формировании городских популяций птиц. 1. Кто преуспевает в освоении урболандшафтов? // Зоологический журнал. Т. 100. № 11. С. 1236–1261.
- Морозов Н.С., 2021а. Роль хищников в формировании городских популяций птиц. 2. Понижен или повышен прессинг хищников в урболандшафтах? // Зоологический журнал. Т. 100. № 12. С. 1328–1353.
- Морозов Н.С., 2022. Роль хищников в формировании городских популяций птиц. 4. “Парадокс хищничества” в городах и его вероятные причины // Зоологический журнал. Т. 101. № 2.
- Морозов Н.С., Худяков В.В., 2016. Дрозд-рябинник (*Turdus pilaris*) в Москве в 2015 г.: сроки гнездования и последствия двух аномальных метеорологических явлений // Эколого-климатические характеристики атмосферы в 2015 г. по данным метеорологической обсерватории МГУ. М.: МАКС Пресс. С. 220–267.
- Морозов Н.С., Худяков В.В., Панфилова И.М., 2015. Рябинник (*Turdus pilaris*) в большом городе: особенности размножения и репродуктивные потери из-за хищников // XIV Международная орнитологическая конференция Северной Евразии (Алматы, 18–24 августа 2015 г.). I. Тезисы. Алматы: Мензбирское орнитологическое общество. С. 342–343.
- Морозова Г.В., 1983. О гнездовании чеглока в Москве // Охрана хищных птиц (Материалы I совещ. по экологии и охране хищных птиц, Москва, 16–18 февраля 1983 г.). М.: Наука. С. 62–63.
- Морозова Г.В., 1984. Особенности гнездования птиц в лесных насаждениях с высокой численностью ворон // Экология, биоценологическое и хозяйственное значение врановых птиц. Материалы I совещания по экологии, биоценологическому и хозяйственному значению врановых птиц, 24–27 января 1984 г. М.: Наука. С. 158.
- Мурашов А.М., 1989. О гнездовой численности и размещении гнезд серой вороны в естественных и антропогенных ландшафтах // Врановые птицы в естественных и антропогенных ландшафтах. Материалы II Всесоюз. совещания. Ч. 2. Липецк: Липецкий гос. пед. ин-т. С. 24–25.
- Мурашов А.М., 2017. Дятлы-падальщики // Московка. № 25. С. 40.
- Мурашов А.М., Волкова Ю.С., 1989. Некоторые итоги наблюдений за серой вороной в г. Москве // Врановые птицы в естественных и антропогенных ландшафтах. Материалы II Всесоюз. совещания. Ч. 2. Липецк: Липецкий гос. пед. ин-т. С. 156–157.
- Нумеров А.Д., Венгеров П.Д., Киселев О.Г., Борискин Д.А., Ветров Е.В. и др., 2013. Атлас гнездящихся птиц города Воронежа. Воронеж: Научная книга. 360 с.

- Обухова Н.Ю., 2017. Гнездовая динамика трех видов врановых (Corvidae) в Московском регионе // Экология врановых птиц в естественных и антропогенных ландшафтах Северной Евразии. Казань: ООО "Олитех". С. 155–159.
- Остапенко В.А., Виноградов С.И., Березина М.Ф., Курилович Л.Я. 1989. Свободноживущие утки Московского зоопарка // Экология и охрана диких животных. Межвузовский сборник научных трудов. М.: Московская ветеринарная академия. С. 39–48.
- Панфилова И.М., 2007. Птицы района "Новогиреево" (квадрат К-14) // Птицы Москвы: 2006 год, квадрат за квадратом. Труды Программы "Птицы Москвы и Подмосковья". Т. 1. М.: Научно-исследовательский Зоологический музей МГУ. С. 108–116.
- Паровщикова В., 1941. Очерк фауны Тимирязевской с.-х. академии // Природа и социалистическое хозяйство. Сб. 8. Ч. 2. М.: Издание ВООП. С. 304–310.
- Поповкина А.Б., 2003. Рост численности обыкновенного огаря в Москве: полувековая история популяции // Животные в городе. Материалы Второй научно-практической конференции. М.: ИПЭЭ РАН, МСХА. С. 66–68.
- Поповкина А.Б., Зарубина Т.А., 2007. Популяция огаря (*Tadorna ferruginea*) в Москве: роль Московского зоопарка в ее создании и поддержании // Орнитологические исследования в зоопарках и питомниках. Вып. 2. М.: Московский зоопарк. С. 31–38.
- Поярков А.Д., Верещагин А.О., Богомолов П.Л., 2011. Исследование популяции бездомных собак (*Canis familiaris*) на территории Москвы. Сообщение 1 // Зоологический журнал. Т. 90. № 4. С. 498–504.
- Поярков А.Д., Верещагин А.О., Богомолов П.Л., 2011а. Исследование популяции бездомных собак (*Canis familiaris*) на территории Москвы. Сообщение 2 // Зоологический журнал. Т. 90. № 6. С. 724–732.
- Поярков А.Д., Верещагин А.О., Горячев К.С., Богомолов П.Л., 2000. Учет численности и популяционные характеристики бездомных собак г. Москвы // Животные в городе. Материалы научно-практической конференции. М.: ИПЭЭ РАН. С. 99–101.
- Приклонский С.Г., Иванчев В.П., 1993. Ушастая сова – *Asio otus* (Linnaeus, 1758) // Птицы России и сопредельных регионов: Рябкообразные, Голубеобразные, Кукушкообразные, Совеобразные. М.: Наука. С. 302–313.
- Промттов А.Н., 1932. Качественный и количественный учет фауны птиц "Измайловского зверинца" под Москвой // Зоологический журнал. Т. 11. № 1. С. 143–185.
- Птушенко Е.С., Иноземцев А.А., 1968. Биология и хозяйственное значение птиц Московской области и сопредельных территорий. М.: Изд-во Московского ун-та. 461 с.
- Равкин Е.С., 1988. Весенне-летнее население птиц Лесной Опытной Дачи ТСХА // Биоэкологическая оптимизация лесных биогеоценозов. М.: МСХА. С. 32–37.
- Рахилин В.К., 1967. Сизый голубь и его будущее в Москве // Животное население Москвы и Подмосковья, его изучение, охрана и направленное преобразование. Материалы совещания 27–28 апреля 1967 г. М.: МОИП, Ин-т географии АН СССР. С. 85–86.
- Родимцев А.С., Ваничева Л.К., Якушев Ю.А., Родимцев П.Г., 1989. Взаимоотношения серых ворон и сорок в период размножения // Врановые птицы в естественных и антропогенных ландшафтах. Материалы II Всесоюз. Совещания. Ч. 3. Липецк: Липецкий гос. пед. ин-т. С. 47–48.
- Рожнов В.В., 2000. Бездомные кошки в Москве: подходы к изучению и разработке методов учета // Животные в городе. Материалы научно-практической конференции. М.: ИПЭЭ РАН. С. 104–107.
- Самойлов Б.Л., 1983. Гнездование хищных птиц в ближнем Подмосковье и факторы, его лимитирующие // Охрана хищных птиц (Материалы I совещ. по экологии и охране хищных птиц, Москва, 16–18 февраля 1983 г.). М.: Наука. С. 67–74.
- Самойлов Б.Л., 1984. Влияние тетеревиатника на численность ворон в пригородных лесах Москвы // Экология, биоценологическое и хозяйственное значение врановых птиц. Материалы I совещания по экологии, биоценологическому и хозяйственному значению врановых птиц, 24–27 января 1984 г. М.: Наука. С. 192–194.
- Самойлов Б.Л., Морозова Г.В., 1996. Лосиный Остров // Заповедники СССР. Национальные парки и заказники. М.: АБФ. С. 11–34.
- Самсонов С.В., Грабовский А.В., Грудинская В.А., Макарова Т.В., Шитиков Д.А., 2020. Оценка влияния разорителей гнезд на успешность размножения луговых воробьиных // Орнитологические исследования в странах Северной Евразии. Тезисы XV Международной орнитологической конференции Северной Евразии, посвященной памяти академика М.А. Мензбира (165-летию со дня рождения и 85-летию со дня смерти). Минск: Белорусская наука. С. 412–413.
- Скачков С.А., Шведко М.А., 2019. Чайки Москвы и Московской области зимой // Московка. № 29. С. 4–13.
- Смолин П., 1958. Московские сизари // Голуби. Сборник статей. М.: Изд-во Министерства сельского хозяйства СССР. С. 23–29.
- Соколов Ю.П., 2011. Кедровка-хищница // Московка. № 13. С. 35.
- Сорокин А.Г., Бородин А.И., Михайлова Н.Н., 2011. Реализация программы реинтродукции сапсана (*Falco peregrinus peregrinus*) в Москве // Хищные птицы и совы в зоопарках и питомниках. № 20. М.: Московский зоопарк. С. 70–85.
- Сорокин А.Г., Шилина А.П., Бородин А.И., 2018. Сапсан в Москве: прошлое, настоящее, будущее // Орнитология: история, традиции, проблемы и перспективы. Материалы Всерос. конф., посвященной 120-летию со дня рождения профессора Г.П. Деметьева (ЗБС МГУ, 27 сентября–1 октября 2018 г.). М.: Товарищество научных изданий КМК. С. 356–363.

- Строков В.В., 1962. Насекомоядные птицы в Москве // Орнитология. Вып. 4. С. 305–315.
- Строков В.В., 1962а. К экологии коноплянки на юго-западе Москвы // Орнитология. Вып. 5. С. 290–299.
- Строков В.В., 1967. О населении птиц поселков сельского типа в Московской области // Животное население Москвы и Подмосковья, его изучение, охрана и направленное преобразование. Материалы совещания 27–28 апреля 1967 г. М.: МОИП, Ин-т географии АН СССР. С. 29–30.
- Суров А.В., Тихонова Г.Н., Тихонов И.А., Богомолов П.Л., 2011. Адаптации мелких млекопитающих к городской среде // Животные в городе: экология и эволюция. М.: Товарищество научных изданий КМК. С. 3–48.
- Тихонова Г.Н., Тихонов И.А., Суров А.В., Богомолов П.Л., Котенкова Е.В., 2012. Экологические аспекты формирования фауны мелких млекопитающих урбанистических территорий средней полосы России. М.: Товарищество научных изданий КМК. 372 с.
- Томкович П.С., 2008. Динамика численности соловьев и варакушек в окрестностях Царицынских прудов в Москве // Московка. № 8. С. 36–37.
- Флинт В.Е., Кривошеев В.Г., 1962. Сравнительный анализ фауны птиц Измайловского лесопарка // Бюллетень Московского общества испытателей природы. Отдел биологический. Т. 67. № 3. С. 18–28.
- Флинт В.Е., Тейхман А.Л., 1976. Закономерности формирования орнитофауны городских лесопарков // Орнитология. Вып. 12. С. 10–25.
- Формозов А.Н., 1947. Фауна // Природа города Москвы и Подмосковья. М.–Л.: Изд-во АН СССР. С. 287–370.
- Фридман В.С., Еремкин Г.С., Захарова-Кубарева Н.Б., 2008. Урбанизация “диких” видов птиц: трансформация популяционных систем или адаптация особей? // Журнал общей биологии. Т. 69. № 3. С. 207–219.
- Чекулаева Е.Ю., Калякин М.В., Дмитриев Д.В., 2012. Птицы Новых Черемушек (квадрат О-4) // Птицы Москвы: 2011 год, квадрат за квадратом. Труды Программы “Птицы Москвы и Подмосковья”. Т. 8. М.: Научно-исследовательский Зоологический музей МГУ. С. 62–66.
- Шарилов А.В., 2005. Фауна сов города Москвы // Совы Северной Евразии. М.: СОПР. С. 455–461.
- Шепеля Е.Ю., Мосалов А.А., Анарова И.И., 2017. Динамика численности гнездовой популяции серой вороны (*Corvus cornix*) в Москве за последние 10 лет (2006–2016 гг.) // Экология врановых птиц в естественных и антропогенных ландшафтах Северной Евразии. Казань: ООО “Олитех”. С. 239–244.
- Шукишина М.С., Гришанов Г.В., 2014. История формирования и современное состояние городской популяции рябинника (*Turdus pilaris* L.) в Калининграде // Вестник Балтийского федерального университета им. И. Канта. Вып. 7. С. 8–17.
- Шурупов И.И., 1984. Влияние серой вороны на успешность гнездования воробьиных птиц в Подмосковье // Экология, биоценологическое и хозяйственное значение врановых птиц. Материалы I совещания по экологии, биоценологическому и хозяйственному значению врановых птиц, 24–27 января 1984 г. М.: Наука. С. 164–167.
- Adamík P., Král M., 2008. Nest losses of cavity nesting birds caused by dormice (Gliridae, Rodentia) // Acta Theriologica. V. 53. № 2. P. 185–192.
- Avilova K.V., 2018. Structure and long-term fluctuations in the wintering Mallard (*Anas platyrhynchos*, Anseriformes, Anatidae) population in the city of Moscow // Biology Bulletin. V. 45. № 9. P. 945–955.
- Avilova K.V., 2019. The structure and numbers dynamics of the urban Goldeneye (*Bucephala clangula*, Anseriformes, Anatidae) population in Moscow // Biology Bulletin. V. 46. № 9. P. 1084–1096.
- Avilova K.V., Eremkin G.S., 2001. Waterfowl wintering in Moscow (1985–1999): dependence on air temperatures and the prosperity of the human population // Acta Ornithologica. V. 36. № 1. P. 65–71.
- Baeyens G., 1981. Magpie breeding success and Carrion Crow interference // Ardea. V. 69. № 1. P. 125–139.
- Bateman P.W., Fleming P.A., 2012. Big city life: carnivores in urban environments // Journal of Zoology. V. 287. № 1. P. 1–23.
- Bell C.P., Baker S.W., Parkes N.G., Brooke M.D.L., Chamberlain D.E., 2010. The role of the Eurasian Sparrowhawk (*Accipiter nisus*) in the decline of the House Sparrow (*Passer domesticus*) in Britain // Auk. V. 127. № 2. P. 411–420.
- Bureš S., 1997. High Common Vole *Microtus arvalis* predation on ground-nesting bird eggs and nestlings // Ibis. V. 139. № 1. P. 173–174.
- Buxton V.L., Benson T.J., 2015. Do natural areas in urban landscapes support successful reproduction by a group of conservation priority birds? // Animal Conservation. V. 18. № 5. P. 471–479.
- Cade T.J., Martell M., Redig P., Septon G., Tordoff H., 1996. Peregrine Falcons in urban North America // D. Bird, D. Varland, J.J. Negro (eds). Raptors in Human Landscapes: Adaptations to Built and Cultivated Environments. London: Academic Press. P. 3–13.
- Chmielewski S., 2015. Observations of Jackdaws *Corvus monedula* robbing nests // International Studies on Sparrows. V. 39. P. 28–31.
- Crooks K.R., Soulé M.E., 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system // Nature. V. 400. № 6744. P. 563–566.
- De Laet J., Summers-Smith J.D., 2007. The status of the urban house sparrow *Passer domesticus* in north-western Europe: a review // Journal of Ornithology. V. 148. Suppl. 2. P. S275–S278.
- Drewitt E., 2014. Urban Peregrines. Exeter, UK: Pelagic Publishing. 250 p.
- Fischer J.D., Cleeton S.H., Lyons T.P., Miller J.R., 2012. Urbanization and the predation paradox: the role of trophic dynamics in structuring vertebrate communities // BioScience. V. 62. № 9. P. 809–818.

- Gatter W., Schütt R.*, 1999. Langzeitentwicklung der Höhlenkonkurrenz zwischen Vögeln (Aves) und Säugtieren (Bilche Gliridae, Mäuse Muridae) in den Wäldern Baden-Württembergs // Ornithologischer Anzeiger. B. 38. S. 107–130.
- Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the Western Palearctic. Vol. 4. Terns to Woodpeckers, 1985 / S. Cramp (ed.). Oxford: Oxford University Press. 960 p.
- Hanmer H.J., Thomas R.L., Fellowes M.D.E.*, 2017. Urbanisation influences range size of the domestic cat (*Felis catus*): consequences for conservation // Journal of Urban Ecology. V. 3. № 1. P. 1–11.
- Jerzak L.*, 2001. Synurbanization of the magpie in the Palearctic // J.M. Marzluff, R. Bowman, R. Donnelly (eds). Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World. Norwell, MA: Kluwer Academic Publishers. P. 403–425.
- Juškaitis R.*, 2006. Interactions between dormice (Gliridae) and hole-nesting birds in nestboxes // Folia Zoologica. V. 55. № 3. P. 225–236.
- Kettel E.F., Gentle L.K., Yarnel R.W., Quinn J.L.*, 2019. Breeding performance of an apex predator, the peregrine falcon, across urban and rural landscapes // Urban Ecosystems. V. 22. № 1. P. 117–125.
- Konstantinov V.M., Nowicki W., Pichurin A.G.*, 1996. Recent changes in the avifauna of cities in European Russia and Eastern Poland – results of a questionnaire // Acta Ornithologica. V. 31. № 1. P. 59–66.
- Konstantinov V.M., Zakharov R.*, 2005. Moscow // J.G. Kelcey, G. Rheinwald (eds). Birds in European Cities. St. Katharinen: Ginster Verlag. P. 197–214.
- Luniak M.*, 2004. Synurbization – adaptation of animal wildlife to urban development // W.W. Shaw, L.K. Harris, L. Vandruuff (eds). Proceedings of the 4th International Symposium on Urban Wildlife Conservation. Tucson: Univ. of Arizona. P. 50–55.
- Luniak M., Mulsow R., Walasz K.*, 1990. Urbanization of the European Blackbird – expansion and adaptations of urban population // M. Luniak (ed.). Urban Ecological Studies in Central and Eastern Europe. Wrocław: Ossolineum. P. 186–199.
- Mayfield H.*, 1961. Nesting success calculated from exposure // Wilson Bulletin. V. 73. № 3. P. 255–261.
- McDonnell M.J.*, 2011. The history of urban ecology: an ecologist's perspective // J. Niemelä, J.H. Breuste, T. Elmqvist, G. Guntenspergen, P. James, N.E. McIntyre (eds). Urban Ecology: Patterns, Processes and Applications. Oxford: Oxford University Press. P. 5–13.
- Morozov N.S.*, 2009. A city as an object for synecological studies: a search for density compensation among birds breeding in urban woodland // S.I. Golovatch, O.L. Makarova, A.B. Babenko, L.D. Penev (eds). Species and Communities in Extreme Environments. Sofia-Moscow: Pensoft Publishers & KMK Scientific Press. P. 459–520.
- Pagel J.E., Anderson C.M., Bell D.A., Deal E., Kiff L. et al.*, 2018. Peregrine falcons: the neighbors upstairs // C.W. Boal, C.R. Dykstra (eds). Urban Raptors: Ecology and Conservation of Birds of Prey in Cities. Washington: Island Press. P. 180–195.
- Pirovano A., Rubolini D., Brambilla S., Ferrari N.*, 2000. Winter diet of urban roosting Long-eared Owls *Asio otus* in northern Italy: the importance of the Brown Rat *Rattus norvegicus* // Bird Study. V. 47. № 2. P. 242–244.
- Rodewald A.D., Kearns L.J., Shustack D.P.*, 2011. Anthropogenic resource subsidies decouple predator-prey relationships // Ecological Applications. V. 21. № 3. P. 936–943.
- Rutz C.*, 2008. The establishment of an urban bird population // Journal of Animal Ecology. V. 77. № 5. P. 1008–1019.
- Rutz C., Bijlsma R.G., Marquiss M., Kenward R.E.*, 2006. Population limitation in the Northern Goshawk in Europe: a review with case studies // Studies in Avian Biology. V. 31. P. 158–197.
- Samoilov B.L., Morozova G.V., Galushin V.M., Voronina T.V.*, 1995. Raptor population in Moscow // Bird Monitoring for Conservation. International Conference and 13th Meeting of the European Bird Census Council. Abstracts. Bird Numbers 1995. 25–30 September 1995. Parnu, Estonia. P. 43.
- Samsonov S.V., Makarova T.V., Shitikov D.A.*, 2018. Nest predator species of open nesting songbirds of abandoned fields in “Rusky Sever” National Park (Russia) // Nature Conservation Research. Заповедная наука. V. 3. № 2. P. 100–103.
- Schaefer T.*, 2004. Video monitoring of shrub-nests reveals nest predators // Bird Study. V. 51. № 2. P. 170–177.
- Seress G., Liker A.*, 2015. Habitat urbanization and its effects on birds // Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae. V. 61. № 4. P. 373–408.
- Sharikov A., Makarova T.*, 2014. Weather conditions explain variation in the diet of Long-eared Owl at winter roost in central part of European Russia // Ornis Fennica. V. 91. № 2. P. 100–107.
- Shaw L.M., Chamberlain D., Evans M.*, 2008. The House Sparrow *Passer domesticus* in urban areas: reviewing a possible link between post-decline distribution and human socioeconomic status // Journal of Ornithology. V. 149. № 3. P. 293–299.
- Shochat E.*, 2004. Credit or debit? Resource input changes population dynamics of city-slicker birds // Oikos. V. 106. № 3. P. 622–626.
- Stevens D.K., Anderson G.Q.A., Grice P.V., Norris K., Butcher N.*, 2008. Predators of Spotted Flycatcher *Muscicapa striata* nests in southern England as determined by digital nest-cameras // Bird Study. V. 55. № 2. P. 179–187.
- Stracey C.M.*, 2011. Resolving the urban nest predator paradox: the role of alternative foods for nest predators // Biological Conservation. V. 144. № 5. P. 1545–1552.
- Šálek M., Drahníková L., Tkadlec E.*, 2015. Changes in home range sizes and population densities of carnivore species along the natural to urban habitat gradient // Mammal Review. V. 45. № 1. P. 1–14.
- Tomiałojć L.*, 1976. The urban population of Woodpigeon *Columba palumbus* Linnaeus, 1758, in Europe – its ori-

- gin, increase and distribution // *Acta Zoologica Cracoviensia*. V. 21. № 18. P. 585–631.
- Tomiałojć L., 1994. Breeding ecology of the Blackbird *Turdus merula* studied in the primaevae forest of Białowieża (Poland). Part 2. Reproduction and mortality // *Acta Ornithologica*. V. 29. № 2. P. 101–121.
- Tomiałojć L., 2017. Human initiation of synurbic populations of waterfowl, raptors, pigeons and cage birds // E. Murgui, M. Hedblom (eds). *Ecology and Conservation of Birds in Urban Environments*. Cham, Switzerland: Springer. P. 271–286.
- Urban Carnivores: Ecology, Conflict, and Conservation, 2010 / S.D. Gehrt, S.P.D. Riley, B.L. Cypher (eds). Baltimore: The Johns Hopkins University Press. 284 p.
- Walankiewicz W., 2002. Breeding losses in the Collared Flycatcher *Ficedula albicollis* caused by nest predators in the Białowieża National Park (Poland) // *Acta Ornithologica*. V. 37. № 1. P. 21–26.
- Weidinger K., 2009. Nest predators of woodland open-nesting songbirds in central Europe // *Ibis*. V. 151. № 2. P. 352–360.
- Wesołowski T., Rowiński P., Maziarz M., 2009. Wood Warbler *Phylloscopus sibilatrix*: a nomadic insectivore in search of safe breeding grounds? // *Bird Study*. V. 56. № 1. P. 26–33.
- Węgrzynowicz A., 2017. Breeding parameter changes in two syntopic urban Sparrow species with contrasting population trends // *Ornis Fennica*. V. 94. № 3. P. 113–124.
- Wiklund C.G., Andersson M., 1994. Natural selection of colony size in a passerine bird // *Journal of Animal Ecology*. V. 63. № 4. P. 765–774.
- Würfels M., 1994. Entwicklung einer städtischen Population des Habichts (*Accipiter gentilis*) und die Rolle der Elster (*Pica pica*) im Nahrungsspektrum des Habichts // *Charradius*. B. 30. S. 82–93.

## THE ROLE OF PREDATORS IN SHAPING URBAN BIRD POPULATIONS.

### 3. ARE PREDATORS A BARRIER FOR THE SYNURBIZATION OF PREY SPECIES IN RUSSIA'S CITIES?

N. S. Morozov\*

*Severtsov Institute of Ecology and Evolution, Russian Academy of Sciences, Moscow, 119071 Russia*

\*e-mail: morozovn33@gmail.com

Cities in which the synurbization of some important predators began simultaneously with or earlier than the synurbization of prey species are a precious tool for studying the specificity of predator-prey interactions in urban landscapes. The city of Moscow is an excellent example. The following bird species can be considered synurbic in the city: *Tadorna ferruginea* (introduced), *Bucephala clangula* (a successfully introduced species, but the breeding population has declined dramatically since 2010), *Anas platyrhynchos* (reintroduced), *Accipiter gentilis*, *Falco subbuteo*, *F. tinnunculus*, *Corvus cornix*, *Turdus pilaris*, *Parus major*, and *Cyanistes caeruleus*. *Accipiter nisus*, *Gallinula chloropus*, *Asio otus*, *Motacilla alba*, *Lanius collurio*, *Sturnus vulgaris*, *Hippolais icterina*, *Sylvia atricapilla*, *Muscicapa striata*, *Erithacus rubecula*, *Luscinia luscinia*, *Turdus philomelos*, *T. merula*, *Fringilla coelebs*, *Carduelis chloris*, and *C. carduelis* are also successful inhabitants of the city, although their maximum breeding densities in urban green spaces are not obviously higher than those in rural/natural landscapes. A huge and dense population of *Corvus cornix*, an important nest predator, was formed in the Moscow City during the 1960's and early 1970's. The urban population of *Accipiter gentilis* varying during the last decades around 35–40 pairs yearly was developed between the late 1970's and early 1990's. Currently, some areas within the city support comparatively diverse predator assemblages. For example, the 1.7-km<sup>2</sup> initial area of the Lomonosov Moscow State University at Vorobyovy Gory contains at least 18 predatory species of mammals and birds in the breeding season, including *Falco peregrinus*, *F. subbuteo*, *F. tinnunculus*, *Accipiter nisus*, *Asio otus*, *Garrulus glandarius*, etc. At the same time, some important predators like most mustelids are lacking or rare in Moscow. The order and approximate timing of the establishment of urban populations of different species indicate that a number of avian prey species have reached or been able to support high breeding densities in urban green spaces simultaneously with and/or after the synurbization of important predators. In several prey species studied at some localities of the city over the last decades, the proportion of depredated nests was, on average, relatively moderate for a given species (in *Turdus philomelos*) or sufficiently low (in *Parus major*, *Cyanistes caeruleus*, *Turdus pilaris*). In general, these conclusions are supported by published data on the same or other prey species from some other cities located in the European part of Russia (Kaliningrad, Ryazan', Voronezh). Even in the presence of numerous predators, urban environments are more or less successfully occupied by substantial numbers of avian prey species from distant taxa and different ecological groups. Among them, there are many open-nesters which clutches and nestlings are highly vulnerable to such predators as corvids and owls. To conclude, a negative answer, although with some reservations, must be given to the question: are predators a difficult barrier for the synurbization of avian prey species?

**Keywords:** urban ecology, urbanization, synurbic species, species interactions, predation, predator-prey relationships, nest predation, predation paradox, Moscow, Russia