Size of Specially Protected Forest Sites for Raptors: What Size of These Sites Should be for Protect the Raptor's Breeding Territories?

ПАРАМЕТРЫ ОСОБО ЗАЩИТНЫХ УЧАСТКОВ ЛЕСА ДЛЯ ХИЩНЫХ ПТИЦ – КАКИМИ ОНИ ДОЛЖНЫ БЫТЬ, ЧТОБЫ ОБЕСПЕЧИТЬ СОХРАНЕНИЕ ГНЕЗДОВЫХ УЧАСТКОВ?

Karyakin I.V. (Center of Field Studies, N.Novgorod, Russia)

Nikolenko E.G. (Sibecocenter LLC, Berdsk, Novosibirsk region, Russia)

Bakka S.V. (N.Novgorod Branch of the Russian Bird Conservation Union, Nurgush State Nature Reserve, N.Novgorod, Russia)

Карякин И.В. (Центр полевых исследований, Н.Новгород, Россия)

Николенко Э.Г. (ООО «Сибэкоцентр», Бердск, Новосибирская область, Россия)

Бакка С.В. (Нижегородское отделение Союза охраны птиц России, Государственный природный заповедник «Нургуш», Н.Новгород, Россия)

Контакт:

Игорь Карякин
Центр полевых исследований
603109, Россия,
Нижегород, ул. Нижегородская, 3–29
тел.: +7 831 433 38 47
ikar_research@mail.ru

Эльвира Николенко
ООО «Сибэкоцентр»
630090, Россия,
Новосибирск, а/я 547
тел.: +7 923 150 12 79
elvira_nikolenko@mail.ru

Сергей Бакка
Нижегородское отделение СОПР
603001, Россия,
Нижегород, ул. Рождественская, 16а
тел.: +7 831 430 28 81
sopr@dront.ru

Contact:

Igor Karyakin
Center of Field Studies
Nizhgorodskaya str., 3–29,
Nizhniy Novgorod,
Russia, 603109
tel.: +7 831 433 38 47
ikar_research@mail.ru

Elvira Nikolenko
Sibecocenter LLC
P.O. Box 547, Novosibirsk,
Russia, 630090
tel.: +7 923 150 12 79
elvira_nikolenko@mail.ru

Sergey Bakka
N.Novgorod Branch of the RBCU
Rozhdestvenskaya str., 16d,
Nizhniy Novgorod,
Russia, 603001
tel.: +7 831 430 28 81
sopr@dront.ru

Резюме

В статье приводится анализ влияния различных видов рубок на занятость гнездовых участков разных видов пернатых хищников, собранный преимущественно в лесах Алтайского края. Также проанализированы реакции хищных птиц на фактор беспокойства и для каждого вида определены дистанции вспугивания. Сделан обзор международного и российского опыта выделения буферных зон и особо защитных участков леса (ОЗУЛ) вокруг гнёзд хищных птиц. На основании этого предложены размеры особо защитных участков леса, при которых возможно сохранение гнездовых участков разных видов пернатых хищников.

Ключевые слова: хищные птицы, пернатые хищники, фактор беспокойства, дистанция вспугивания, буферная зона, особо защитные участки леса, ОЗУЛ.

Поступила в редакцию: 25.12.2017 г. **Принята к публикации:** 31.12.2017 г.

Abstract

The article analyzes the influence of various types of felling on the occupation of breeding territories by different species of raptors mainly in the Altai Territory forests. Responses of birds of prey to the disturbance factor are also analyzed. Flight initiation distance is determined for each species. A review of international and Russian experience of buffer zones and specially protected forest areas (SPFA) around nests of raptors was made. On this basis, the article presents the sizes of specially protected forest areas, thus it is possible to preserve breeding territories of different birds of prey species.

Keywords: birds of prey, raptors, human disturbance, alert distance, flight initiation distance, set-back distances, buffer zones, specially protected forest sites, protected areas.

Received: 25/12/2017. **Accepted:** 31/12/2017.

DOI: 10.19074/1814-8654-2017-35-74-175

Введение

По оценкам ФАО ООН, площадь леса в России к 2003 г. составляла 8,5 млн. км² (851 млн. га) (Forests..., 2003). По данным Рослесхоза, на начало 2011 г., из 1183,3 млн. га земель лесного фонда 797,1 – покрыто лесами. С 1956 г. значения общей площади, запаса и прироста запаса лесов России имеют тенденцию к увеличению, однако средний запас древесины на 1 га и средний возраст древостоев заметно снижаются (Ежегодный доклад..., 2013). Данные Рослесхоза (рис. 1В) говорят о том, что с 90-х гг. XX столетия по сей день в России ухудшаются условия обитания редких видов хищных птиц по причине тотального омоложения лесов!

Introduction

Currently in several regions of Russia forest communities and birds of prey populations that inhabit them are on the verge of irreversible changes. Increasing exploitation of Russian forests necessitates urgent remedial measures both for sustainable forest management and for the protection of protected by the state forest species, primarily rare and vulnerable.

Russia has a legislative framework for the full protection of habitats of rare and vulnerable species listed the Red Data Books of various levels. In our opinion, the most effective measure to preserve both rare and vulnerable species and the whole biodiversity complex in Russian forests is to create a system of buffer zones in breeding territories of raptors.

В ряде регионов страны, особенно в малолесных регионах лесостепной зоны, лесные сообщества и популяции хищных птиц, населяющие их, находятся на грани необратимых изменений по причине интенсивных рубок. За этой гранью, восстановление как лесов, так и лесных фаунистических комплексов, происходит с отклонениями от естественных процессов и может стать необратимым. Уже сейчас во многих регионах наблюдается деградация лесных сообществ, выражающаяся в смене высокопродуктивных коренных лесов с хозяйственно ценными видами деревьев на производные, в основном мелколиственные леса. Как следствие, из фауны таких деградировавших лесных сообществ выпадают крупные хищники, являющиеся вершинным звеном «экологической пирамиды». В основе причин выпадения хищников из фаунистических комплексов лесных сообществ лежит как регулярное уничтожение их гнёзд в ходе рубок, так и преобразование ключевых гнездопригодных местообитаний. Усиливающаяся эксплуатация российских лесов диктует необходимость принятия срочных мер как для устойчивого лесопользования, так и для охраны лесных видов, в первую очередь редких и уязвимых, охраняемых на государственном уровне.

Рис. 1. Лесистость территории России (А) и динамика среднего запаса и среднего возраста древостоев (В): 1 – средний запас ($\text{м}^3/\text{га}$), 2 – средний возраст (лет). По данным Рослесхоза за 2011 г. из: Ежегодный доклад..., 2013.

Fig. 1. Forested areas of Russia (A) and trends of average stock and average age of forests (B): 1 – average reserve (m^3/ha), 2 – average age (years). According to Rosleskhoz data for 2011 from: Annual report ..., 2013.

Buffer zones around raptor breeding territories, within which the economic activity is restricted or excluded, is the tool that is most often used by state environmental services in many parts of the world (Holmes et al., 1993; Knight, Temple, 1995; Rodgers, Smith, 1997; Richardson, Miller, 1997; U.S. Fish and Wildlife Service, 2007; Pongracz, Horvath, 2010).

The practice of specially protected forest areas (SPFA) allocation, established by the Russian legislation, could contribute to creating a buffer system in breeding territories of raptors in Russia.

To avoid misreading between forestry and environmental legislation, it is necessary to consolidate the parameters of SPFA allocation around nests of rare raptors species in forestry legislation. But what are the SPFA parameters that are applicable to different raptor species listed in the Red Data Book of the Russian Federation and regional Red Data Books? This article will endeavor to answer this question.

Methodical approaches

All the recommendations for selecting the parameters of specially protected forest areas around the nests are derived from two approaches in assessing the responses of birds of prey to disturbance:

1) analysis of behavioral bird responses to direct human disturbance (Grubb, King, 1991; Anthony et al., 1995; Rodgers, Smith, 1995; Fernández-Juricic et al., 2001; Rodgers, Schwikert, 2002; Fernández-Juricic, Schroeder, 2003; Williams et al., 2013),

2) analysis of bird responses to habitat changes during economic activity (Rudnicki, Hunter, 1993; Gram et al., 2003; Yahner, 2003; Alterman et al., 2005; Walendorf et al., 2007; Morris et al., 2013; Williams et al., 2013; Porneluzi et al., 2014).

When analyzing behavioral bird responses to direct human disturbance, one and/or two indicators are used (Livezey et al., 2016):

a) alert distance, hereafter AD – the distance between the source of disturbance

Законодательную основу для сохранения местообитаний редких и уязвимых видов в России создают федеральные законы «О животном мире» (Ст. 24. Охрана редких и находящихся под угрозой исчезновения объектов животного мира) (Федеральный закон..., 1995), «Об охране окружающей среды» (Ст. 60. Охрана редких и находящихся под угрозой исчезновения растений, животных и других организмов) (Федеральный закон..., 2002), постановление Правительства РФ «О Красной книге Российской Федерации» (Постановление..., 1996), Приказ Госкомэкологии РФ «Об утверждении Порядка ведения Красной книги Российской Федерации» (Приказ..., 1997), КоАП (ст. 8.35. Уничтожение редких и находящихся под угрозой исчезновения видов животных или растений) и лесное законодательство (Кодекс..., 2001). Также, правила заготовки древесины (Приказ..., 2007) требуют сохранения местообитаний видов, занесённых в Красные книги, и других важных для поддержания биоразнообразия участков леса непосредственно при лесозаготовках.

Таким образом, в России имеется законодательная основа для полноценной охраны мест обитания редких и уязвимых видов, внесённых в Красные книги различного уровня.

Наиболее действенной мерой, на наш взгляд, для сохранения как редких и уязвимых видов, так и для всего комплекса биоразнообразия в российских лесах может стать создание системы охраняемых зон в местах гнездования хищных птиц. Хищные птицы имеют обширные гнездовые участки, которые приурочены к ключевым для лесных сообществ биотопам. Как правило, именно на гнездовых участках хищных птиц сосредоточено максимальное разнообразие других видов животных и растений, а также наблюдается повышенная концентрация редких и охраняемых видов из других групп организмов. В связи с этим хищные птицы рассматриваются в качестве

(usually a single walker) and the bird at the point where the bird changes its behavior in response to an approaching source of disturbance (Fernández-Juricic, Schroeder, 2003),

b) flight initiation distance, hereafter FID – the distance between the source of disturbance and the bird at the point where the bird begins to move away from the approaching source of disturbance (fig. 2) (Blumstein, 2006; Møller, 2010; Glover et al., 2011; Gendall et al., 2015).

Despite many disadvantages of this approach, widely discussed in foreign literature (Gutzwiller, Marcum, 1997; Rodgers, Smith 1997; Stalmaster, Kaiser 1997; Gill et al., 2001; Beale, Monaghan, 2004), it is

Гнездо большого подорлика (*Aquila clanga*), маркированное с целью создания вокруг него ОЗУЛ (Корниловский заказник, Прослаухинская КОТР, Алтайский край). Фото И. Карякина.

Nest of the Greater Spotted Eagle (*Aquila clanga*) marked for a purpose of creating specially protected forest area around it (Kornilovsky Nature Reserve, Proslaukhinskaya IBA, Altai Kray). Photos by I. Karyakin.

«зонтичных» для сохранения всего биоразнообразия (Newton, 1979; Roberge, Angelstam, 2004; Sergio et al., 2006).

Создание охраняемых или «буферных» (в зарубежной терминологии) зон вокруг потенциально чувствительных к деятельности человека участков дикой природы (например, гнездовых участков пернатых хищников), в пределах которых ограничивается или исключается хозяйственная деятельность, – наиболее часто используемый государственными природоохранными службами инструмент во многих странах мира (Holmes et al., 1993; Knight, Temple, 1995; Rodgers, Smith, 1997; Richardson, Miller, 1997; U.S. Fish and Wildlife Service, 2007; Pongracz, Horvath, 2010).

Созданию системы охраняемых зон в местах гнездования хищных птиц в России может способствовать практика выделения особо защитных участков леса (ОЗУЛ), закреплённая российским законодательством.

Согласно Приложению 4 к Лесоустроительной инструкции, утверждённой приказом Рослесхоза от 12.12.2011 г. № 516, в качестве ОЗУЛ выделяются участки лесов, являющиеся местами обитания редких и находящихся под угрозой исчезновения диких животных, занесённых в Международную Красную книгу, Красную книгу Российской Федерации (КК РФ) и Красные книги субъектов Российской Федерации (Приказ..., 2011).

К сожалению, в Российском лесном законодательстве полностью отсутствуют параметры выделения ОЗУЛ в местах обитания редких и находящихся под угрозой исчезновения диких животных (они прописаны лишь для токов куриных птиц) – эта задача отдана на откуп специалистов. Как следствие, в каждом регионе имеется свой подход, иногда противоречащий Российскому природоохранному законодательству. В частности, Распоряжением Министерства природных ресурсов и лесопромышленного комплекса Архангельской области от 20 декабря 2012 г. № 826р утверждены Методические рекомендации по сохранению биоразнообразия при заготовке древесины в Архангельской области, в которых при обнаружении крупных гнёзд (диаметром около 1 м и более) необходимо установить буферную зону радиусом не менее 30 м вокруг дерева с гнездом. Точное выполнение лесопользователями данной рекомендации (т.е. рубка леса в 30 м от гнезда) ведёт к уничтожению местообитания вида, зане-

most common in foreign countries where with a large number of observers it is possible to collect quite quickly and easily the information on bird responses to observer (for example, by questionnaire survey Ruddock, Whitfield, 2007; Whitfield et al., 2008).

The second approach (analysis of bird responses to habitat changes) most adequately assesses raptor response to habitat disturbance in breeding territories, but it is more labor-intensive, requires long-term observations of nests in commercial forests, and in some cases breach of legislation by forest management companies, which is avoided in many civilized countries. In Russia, the very few companies do environmentally responsible forest management and do not break the law, therefore in some regions there are perfect “demonstration trails” for identifying the impact of felling on the occupation of breeding territories of species listed in the IUCN Red List and the Red Data Book of Russia. The Altai Kray is a good example, where the scale of rare species nests destruction is much greater than in other regions of Russia: Gribkov, 2014; Nikolenko et al., 2012; 2013; Nikolenko, 2014; Karyakin, 2015; Karyakin et al., 2015a; Karyakin, Nikolenko, 2015a; 2016; Zinevich et al., 2016.

Some researchers, while developing the parameters of protected areas around nests of birds of prey, also follow the choice of habitats by birds, based on distances to disturbed natural communities and places of constant or irregular presence of people (Viter, 2014). We will refer to this information, but we will not use it in this article, since this is a separate line requiring extension study.

Methods

Information for 2398 nests in 1234 breeding territories of raptors about forest structural disturbance was collected during visual inspection within monitoring in a number of regions (Perm Region, Republic of Bashkortostan) from 1991 to 1999, and in the main territory, which provided the mass materials for work (forests of the Altai Kray), – from 2003 to 2016. Information for 405 nests in 373 breeding territories of birds of prey about forest structural disturbance was collected from satellite images for the period preceding the last examination of nests. A total of 2803 nests in 1607 breeding territories were visited within the monitoring program; 481 nests (17% from the visited) were abandoned as a result of forest structural disturbance near them.

сённого в КК РФ и попадает под действие ст. 8.35 КоАП, так как гнёзда диаметром 1 м и более могут принадлежать только видам из КК РФ и Красной книги Архангельской области, а рубка в 30 м от гнезда равноценна уничтожению самого гнезда, так как гнездо после рубки на такой дистанции от него, однозначно будет брошено птицами. К тому же данная рекомендация идёт вразрез с Красной книгой Архангельской области, являющейся базовым документом по государственной охране редких видов региона, где для таких видов, как беркут (*Aquila chrysaetos*) и орлан-белохвост (*Haliaeetus albicilla*), размер гнёзд которых 1 м и более, указаны следующие меры охраны: «необходима строгая охрана гнездовых участков, организация вокруг них охранной зоны радиусом не менее 1 км, где следует исключить все виды лесопользования, кроме осуществляемых в научно-исследовательских целях» (Рыкова, 2008).

Чтобы не было разночтений между лесным и природоохранным законодательством, необходимо закрепление параметров выделения ОЗУЛ вокруг гнёзд редких видов хищных птиц в лесном законодательстве, как минимум в Лесоустроительной инструкции. Но какими должны быть параметры ОЗУЛ, применимо к разным видам хищных птиц из Красной книги РФ и региональных Красных книг? На этот вопрос мы и попытались ответить в данной статье.

В задачи работы входит определение оптимальных параметров ОЗУЛ для сохранения хищных птиц на основе поведенческих реакций и ответа птиц на нарушения на их гнездовых участках, как на основе международного опыта, так и на основе опыта авторов, полученного в ряде регионов. Основной практический материал для исследований был собран в Алтайском крае, где холдингом «Алтайлес», выстроившим в регионе «коррупционную вертикаль», ежегодно безнаказанно в ходе рубок леса уничтожаются десятки гнёзд пернатых хищников, в том числе редких, внесённых в Красные книги России и Алтайского края. Реакция пернатых хищников на рубки в пределах гнездовых участков на разной удалённости от гнёзд позволила выделить те дистанции и те нарушения, которые критичны для разных видов.

Методические подходы

Имеется два подхода в оценке реакции хищных птиц на беспокойство, которые лежат в основе всех рекомендаций по выбору параметров зон особой охраны вокруг гнёзд:

To assess the impact of disturbances on nest occupancy, buffers with a radius of 930 m were built around the nests; they were divided into zones 1–30, 31–90, 91–210, 211–450 and 451–930 m, respectively (fig. 3). Disturbances that occurred outside the buffer were not monitored and the status of nests with respect to these disturbances was not analyzed.

For all cases of disturbances, the distance from the nest to the disturbance zone and the type of disturbance were registered. If possible, the type of felling was recorded for felling. For distances from an abandoned nest to the disturbance zone, DD abbreviation (distance to disturbance) is authorized. Dangerous zone (DZ) was calculated by the maximum distance from the nest to the edge of disturbance, whereon the birds left the nest during or after the disturbances occurred. For distances from the inhabited nest to the disturbance zone, if the nest is in a dangerous zone, DN abbreviation (dangerous neighborhood) is authorized.

Per totality of field observations of forest species of raptors in 6315 breeding territories for which behavioral responses were recorded, distances tables with responses of birds disturbance up to the flight initiation (FID) were made – 8219 observations. Where 1714 observations of single birds, predominantly males, were recorded in breeding territories during incubation, 1929 in the period of fledging, and 1996 and 1996 observations of adult birds, predominantly females, on nests during incubation and fledging, respectively. This material became additional as a validation of species-specific parameters for the allocation of buffer zones.

The material was occasionally collected from 1991 to 2002 and more or less regularly from 2003 to 2016 (fig. 5).

For the purposes of the article, foreign and Russian literature was also analyzed. It provides data on the parameters of protective zones around the nests of raptors. The approved regulations and scientific papers were selected and analyzed separately.

The results were processed in MS Excel 2003 and Statistica 10. For comparison of distances the t-test was used for independent variables.

Research results and their discussion

FIDs according to the results of the authors' research are given in table 1.

FID analysis shows the highest tolerance to the disturbance factor in adult nesting birds (FID is minimal) than in single birds in

1) анализ поведенческих реакций птиц на прямое беспокойство человеком (Grubb, King, 1991; Anthony et al., 1995; Rodgers, Smith, 1995; Fernández-Juricic et al., 2001; Rodgers, Schwikert, 2002; Fernández-Juricic, Schroeder, 2003; Williams et al., 2013);

2) анализ ответа птиц на изменение местообитаний в ходе хозяйственной деятельности (Rudnicki, Hunter, 1993; Gram et al., 2003; Yahner, 2003; Alterman et al., 2005; Wallendorf et al., 2007; Morris et al., 2013; Williams et al., 2013; Porneluzi et al., 2014).

При анализе поведенческих реакций птиц на прямое беспокойство человеком используются регистрации одного и/или двух показателей (Livezey et al., 2016):

а) дистанция, на которой наблюдается беспокойство птицы (alert distance, далее AD) – расстояние между источником беспокойства (обычно одиноким пешеходом) и птицей в точке, где она меняет своё поведение в ответ на приближающийся источник беспокойства (Fernández-Juricic, Schroeder, 2003);

б) дистанция вспугивания птицы (flight initiation distance, далее FID) – расстояние между источником беспокойства и птицей в точке, где птица начинает удаляться от приближающегося источника беспокойства (рис. 2) (Blumstein, 2006; Møller, 2010; Glover et al., 2011; Gendall et al., 2015).

Несмотря на многие недостатки такого подхода, широко обсуждаемые в зарубежной литературе (Gutzwiller, Marcum, 1997; Rodgers, Smith 1997; Stalmaster, Kaiser 1997; Gill et al., 2001; Beale, Monaghan, 2004; Møller et al., 2014), он наиболее распространён в зарубежных странах, где при огромном количестве наблюдателей можно довольно быстро и легко (например, методами анкетного опроса, см. Ruddock, Whitfield, 2007; Whitfield et al., 2008) собрать информацию по реакциям птиц на человека. При переложении данных результатов исследований в плоскость оценки влияния изменений в местооби-

territories at some distance from the nests both during the incubation period ($t=23.54$; $cc=3705$; $p<0.05$), and during the period of fledging ($t=13.00$; $cc=4335$; $p<0.05$). This is definitely related to the unwillingness of birds to uncover the nest. In particular, a number of covered species sit on nests to the last, putting up with the walkers under the nest. At the same time, even in Ural Owls (*Strix uralensis*), sitting close in the nests, AD is observed at distances significantly exceeding FID. Unfortunately, we did not register ADs in most cases because of the certain difficulties of their interpretation. For a number of species, AD and FID parameters were obtained in Scotland (Ruddock, Whitfield, 2007) and we may focus on them (see table 2), when comparing with our data.

In our sample there is also an increase of FID for birds in nests during the fledging, in contrast to the incubation period ($t=-20.12$; $cc=4399$; $p<0.05$). Interestingly that during the second half of summer (in the fledging period), FID for adult birds increases in territories away from the nests ($t=-6.60$; $cc=3641$; $p<0.0005$). The majority of adult birds of the same species, and moreover, the same birds, found in June and July at roost site away from the nests, flew away seeing the observers at longer distances than in April–May.

The maximum FIDs are specific to such large species, as the true eagles (*Aquila* sp.) and the White-Tailed Eagle (*Haliaeetus albicilla*), among which the Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) has the lead 267.50 ± 125.48 m; lim 70–600 m. The range of FID in large raptors outside the nests is fairly close and lies in the range from 150 to 300 m (table 1).

FID for birds in the nests varies depending on the strategy for selecting the nesting territories. The Imperial Eagle is shier. Most of its nests are on open spaces (224.30 ± 125.69 m; lim 10–550 m), while flight initiation distances of the Golden Eagle are reduced due to the fact that the nests are located inside the forests.

Distances from the nests to the edge of the disturbance zones, whereon the nests are left by the raptors (DD), are given in table 3. The zone of 30 m from the nest is critical for all species of raptors: 92.3 % of abandoned nests in this zone are near the clear felling, 100 % – near selection felling and 86.7 % – at the edge of the fire line or linear facility, for the construction of which the land was cut over (route, power line,

Рис. 2. Схематическая иллюстрация горизонтальной (H) и вертикальной (V) составляющей дистанции вспугивания (FID), когда к птице приближается наблюдатель по: Møller, 2010.

Fig. 2. Schematic illustration of horizontal (H) and vertical (V) component of flight initiation distance (FID) when a bird is approached by a human observer from Møller, 2010.

$$\bullet \text{ FID} = \sqrt{(H^2 + V^2)}$$

таниях на занятость гнездовых участков, может случиться несовпадение ответной реакции хищных птиц на оба этих фактора (беспокойство и нарушение среды). В качестве примера можно привести ряд видов, демонстрирующих толерантность к беспокойству, но при этом уязвимость к нарушениям среды обитания в пределах гнездового участка. Так, например, ястреб-тетеревятник (*Accipiter gentilis*) в ряде регионов Европейской части России, демонстрирует беспокойство только при длительном нахождении людей на участке в непосредственной близости от гнезда. При кратковременных осмотрах гнёзд с земли на дистанции от нескольких метров до нескольких десятков метров от гнезда, самки часто плотно сидят на гнёздах, а самцы не проявляют беспокойства, находясь поблизости. Аналогичным образом ведут себя чёрные коршуны (*Milvus migrans*) в Южной Сибири и длиннохвостые неясыти (*Strix uralensis*), допуская даже длительное беспокойство под гнёздами (до 6 и более часов), не слетая с кладок или выводков, если люди не поднимаются на гнездовое дерево или не ударяют по нему, стараясь спугнуть птицу с гнезда. В то же время для всех этих видов критическим является нарушение структуры леса вокруг гнезда на дистанции в несколько десятков метров и птицы бросают гнёзда даже при проведении близ них выборочных рубок.

Второй подход (анализ ответа птиц на изменение местообитаний) наиболее адекватно позволяет оценить реакцию хищников на нарушение среды обитания на гнездовых участках, однако он более тру-

gas pipeline, irrigation or drainage channel). For the zone of 31–90 m from the edge of the disturbed forest community, there is a smaller number of abandoned nests – from 45–50 % to 81.45 %, and for the zone of 91–210 m – very small percentage: 0.18–7.12 %. Moreover, the basic statistical data on responses is provided by the common small and medium sized species, such as the Sparrow Hawk (*Accipiter nisus*), the Black Kite (*Milvus migrans*), the Common Buzzard (*Buteo buteo*), the Goshawk (*Accipiter gentilis*), the Ural Owl. If we examine separately such large species as the Osprey (*Pandion haliaetus*), White-Tailed Eagle, Golden Eagle, Imperial Eagle (*Aquila heliaca*), Greater Spotted Eagle (*Aquila clanga*) and Eagle Owl (*Bubo bubo*), then the zone of critical disturbances for them is extended to 100 m and more: from 92 to 100 % of abandoned nests in the zone up to 90 m, from 1 to 86 % of abandoned nests in the zone from 91 to 210 m from the nest. Up to 6 % of abandoned nests are at the distance up to 450 m from the edge of the disturbance zone, and up to 1.6 % are at the distance over 450 m. At a distance of more than 450 m from the edge of selective felling, 3 nests of the Greater Spotted Eagle and 3 nests of Eagle Owl in the Altai pine forests were abandoned.

Out of 555 observations of raptor nests in the forest structural disturbance zones (DZ) only 12.43 % were occupied by birds. Most of the nests (87.57 %) were left by birds either in the same year when the disturbance occurred, or the next year if the disturbance occurred in the late stages of fledging or after the breeding (table 4). The distances where the inhabited nests (DN) were observed in the dangerous zone show the threshold of response of the species to disturbances in its territories (fig. 6). We can move forward from them, as minimum required, to preserve one or another species.

FID and DD ratio shows that for making the buffer zones it is more correct to compare the average FID values with the maximum distance from the edge of the disturbance zone to the bird nest on which this nest is abandoned (DD-M), since the average DD values show only the actual situation with the abandoned nests in one disturbance zone, not the threshold response of birds to these disturbances (see fig. 7, table 5).

Local disturbances do not always lead to non-returnable leave of species from the territory on which they occurred. Many years monitoring of the breeding territories

Гнездо филина (*Bubo bubo*) с погибшей кладкой, оставленное птицами в результате беспокойства при отводе леса в рубку (Алтайский край). Фото И. Карякина.

Nest of the Eagle Owl (*Bubo bubo*) with dead clutch abandoned by birds as a result of anxiety caused by loggers (Altai Kray). Photo by I. Karyakin.

доёмок, требует многолетних наблюдений за гнёздами в эксплуатационных лесах, а в ряде случаев – и нарушения законодательства со стороны лесохозяйственных компаний, что, как правило, отсутствует во многих цивилизованных странах, где многие компании стремятся сохранить свой имидж как экологически ответственной организации. В России же ситуация противоположна: только единичные компании ведут экологически ответственное лесопользование и не нарушают законодательство, поэтому в ряде регионов имеются отличные «экспериментальные полигоны» по выявлению влияния рубок на занятость гнездовых участков, в т.ч. видов, внесённых в Красный список МСОП и Красную книгу России (хорошим примером является Алтайский край, в котором масштабы уничтожения гнёзд редких видов на порядки выше, чем в других регионах России: Грибков, 2014; Николенко и др., 2012; 2013; Николенко, 2014; Карякин, 2015; Карякин и др., 2015а; Карякин, Николенко, 2015а; 2016; Зиневич и др., 2016).

Некоторые исследователи, при разработке параметров охраняемых зон вокруг гнёзд хищных птиц, ориентируются также на выбор птицами местообитаний, исходя из дистанций до нарушенных природных сообществ и мест постоянного или нерегулярного присутствия людей (см., например, Витер, 2014). Мы будем ссылаться на эти сведения, но использовать в данной работе не будем, так как это отдельное направление, требующее дополнительных исследований.

Методика

Обработка полевого материала, собранного авторами, осуществлялась в среде ГИС ArcView 3x, куда импортировались данные мониторинга гнездовых участков хищных птиц из раздела «Пернатые хищники Мира» веб-ГИС «Фаунистика» (Пернатые..., 2017; RRRCN, 2017) и базы данных Центра полевых исследований, собранные в рамках программы мониторинга редких видов Российской сети изучения и охраны пернатых хищников¹⁴⁵.

Для 2398 гнёзд на 1234 гнездовых участках хищных птиц информация о нарушениях структуры леса собрана в ходе визуального осмотра в рамках мониторинга, ведущегося в ряде регионов (Пермская область, Республика Башкирия) с 1991 по 1999 гг., а на основной территории, дав-

where nests were left by raptors after the nearby forest felling, showed that the birds return in some territories.

We did not register any return of the Osprey, the Golden Eagle, the Booted Eagle (*Hieraaetus pennatus*) and the Saker Falcon to their former territories, even if the nests were preserved. For other species, the returns were from 5 to 30 %.

The leader in returning to the territories affected by felling is the White-Tailed Eagle – the birds returned to 30.4 % of the abandoned territories (7 out of 23). Almost all returns (5 of 7) were to the nests that were left by birds after felling in 105–205 m from the nests.

In the case of Greater Spotted Eagles from the sample of 52 abandoned nests after felling, only 3 (5.77 %) birds returned for the 7th, 9th and 10th year after the disturbance.

In the case of the Eagle Owl, 16 returns were recorded with 55 cases of leaving the nesting grounds. Only one pair returned to its ground the year after its clutch was destroyed because of felling. The rest territories were again occupied by Eagle Owls in 3–6 years – all of them were restored within the distances from 100 to 500 m from the former nests to the edge of the forest stands after felling.

As for the ordinary raptors like Black Kite (97 abandoned nests) and Common Buzzard (39 abandoned nests), 27.84 % and 20.51 % of returns to their territories after selective felling were recorded.

Regardless of the type of disturbances per totality of observations, species-specific material was obtained on the distances from nests to forest structural disturbance zones, which, along with FID for different species in different periods of breeding, makes it possible to develop buffer zones for the protection of raptors.

Validation of buffer zone sizes around the nests of raptor

Foreign studies show that during the incubation period $FID = 0.44 \cdot AD$, but is higher during the fledging, but at both stages of the breeding cycle FID is about half of AD, and AD is recommended as an argument for validating the species-specific sizes of the buffer zones (Whitfield et al., 2008).

The results of our study show that the maximum FID indicators (for birds outside the nests during fledging) for most species are in the range of 30–90 % of the maximum DD values (table 5). Exceptions are

¹⁴⁵ <http://rrrcn.ru/monitoring/4>

шей наиболее массовый материал для работы (боры Алтайского края), – с 2003 по 2016 гг. Для 405 гнёзд на 373 гнездовых участках хищных птиц информация о нарушениях структуры леса получена по космоснимкам за период, предшествующий последней проверке гнёзд. Всего в рамках программы мониторинга посещено 2803 гнезда на 1607 гнездовых участках; 481 гнездо (17 % от числа посещавшихся) было брошено птицами в результате произошедших вблизи них нарушений структуры леса.

Для оценки влияния нарушений на занятость гнёзд, вокруг последних были построены буферы, радиусом 930 м, которые были разбиты на зоны 1–30, 31–90, 91–210, 211–450 и 451–930 м соответственно (рис. 3). Градации буферной зоны были рассчитаны в ArcView на основании контрольной выборки гнёзд. Нарушения, происходившие за пределами буфера 930 м, не отслежива-

Рис. 3. Буферные зоны вокруг гнёзд для анализа влияния нарушений.

Fig. 3. Buffer zones around the nests for analyze the effect of disturbances.

the Imperial Eagle, the Booted Eagle, the Black Kite, the Saker Falcon and the Merlin, for which FID is on the contrary higher by 11–60 %. That is, there are not so many species that have a noticeable response to a direct human disturbance factor higher than tolerance to habitat changes. Therefore, DD and DN may be a good validation for buffer zones. A certain minimum distance that is required to conserve the breeding territories of raptors can be a distance based on the difference between the minimum distance from the inhabited nest to the edge of the disturbance zone (DN-Lm) and the maximum distance from the abandoned nest to the edge of the disturbance zone (DD-M) (fig. 8, BZ-S in table 5). The maximum distance that sets the limits of a possible buffer zone around the nest of a bird of prey, should be determined based on the maximum values of FID and DD.

Recommendations for SPFA parameters

Some stable statutory SPFA parameters are required to exclude various speculations of allowed distances for felling near the nests of raptors. They could be used by forest users, including in the territories with no results of ornithologists' study.

In order to standardize SPFA parameters clear for forest users that do not know the species of birds, we offer 3 categories, determined by the size of nests that forest users can find during scheduled inspections of forest stands and withdrawal of timber cutting areas.

These categories are already given in a number of forest management regulations of forest areas in Russia and are taken into account by the Russian Raptor Research and Conservation Network on the biodiversity conservation in forest IBAs in the course of forestry activity:

- small nest – diameter up to 0.4 m – SPFA radius 150 m (BZ1 in fig. 8);
- mid-sized nest – diameter from 0.4 to 1 m. – SPFA radius 300 m (BZ2 in fig. 8);
- large nest – diameter 1 m and more – SPFA radius 500 m (BZ3 in fig. 8).

During ornithological study and species identification of a nest for a Golden Eagle, Greater Spotted Eagle, or study of Eagle Owl nesting, SPFA radius should be increased to 800 m (BZ1 in fig. 8).

Since the Red Data Book of the Russian Federation subjects is the document that defines the protection of rare species in the region, region-specific parameters of SPFA allocation for each species must be included in it.

Лесосечный столбик, маркирующий рубку (внизу слева), и гнездо большого подорлика, брошенное в результате рубки холдингом «Алтайлес» на границе Алеусского заказника в Алтайском крае.
Фото И. Карякина.

The pole that marks woodcutting area, and nest of the Greater Spotted Eagle abandoned as a result of cutting by the holding "Altayles" on the border of the Aleus Nature Reserve (Altai Kray).

Photo by I. Karyakin.

ставлены таблицы дистанций, на которых регистрировалась реакция беспокойства птиц вплоть до момента вспугивания (FID) – 8219 наблюдений. Из них 1714 наблюдений одиночных птиц, преимущественно самцов, на гнездовых участках в период инкубации яиц, 1929 – в период выкармливания птенцов, и 1996 и 2580 наблюдений взрослых птиц, преимущественно самок, на гнёздах в периоды насиживания кладки и выкармливания выводков соответственно.

Короткие дистанции и высота присад определялись «на глаз» по окружающим элементам ландшафта (деревья, опоры ЛЭП), а также по фото и видео в программе Range Finder (Khosravi, 2009) по формулам, основанным на метрических и угловых размерах объекта и фокусном расстоянии камеры (Гейдаров, 2011; Грозмазин и др., 2014; Локтев, Локтев, 2015), длинные дистанции определялись по координатам, полученным с помощью GPS/ГЛОНАС навигаторов.

В ранний период исследований FID рассчитывалась нами до основания присады или гнезда, с которого вспугивается птица (см. рис 2: дистанция H), но с 2007 г. мы стали фиксировать и высоту присады и гнезда (6012 наблюдений), в соответствии с классической методикой (см. Blumstein, 2006; Møller, 2010). Высота присад и гнёзд, с которых вспугивались птицы, в нашей выборке варьирует от 0 (на земле) до 50 м (на скале), составляя в среднем ($n=6012$) $15 \pm 8,3$ м (рис. 4). Чтобы сравнивать собственные данные за разные периоды исследований, в данной работе мы оперируем понятием FID без учёта высоты присады или гнезда. Т.е. если птица вспугивалась с присады высотой 15 м при подходе человека к ней на дистанцию 1 м, мы считаем FID 1 м, а не 15 м. В случае если птица оставалась на гнезде или присаде при проходе человека под ней, FID считали равным нулю вне зависимости от высоты присады или гнезда. Это надо учитывать при сравнении наших

ли и изменение статуса гнёзд относительно этих нарушений не анализировали.

Для всех случаев нарушений регистрировали дистанцию от гнезда до зоны нарушения и тип нарушения. Для рубок, по возможности (при обнаружении лесосечных столбиков), регистрировался вид рубки. Для дистанций от брошенного птицами гнезда до зоны нарушения принято сокращение DD – от английского *distance to disturbance*. Опасная зона (DZ – от английского *dangerous zone*) рассчитывалась по максимальной дистанции от гнезда до края нарушения, на которой гнездо покидалось птицами, в процессе или после произошедших нарушений. Для дистанций от жилого гнезда до зоны нарушения, в случае если гнездо находится в опасной зоне, принято сокращение DN – от английского *dangerous neighborhood*.

Гнёзда, в основе отхода которых лежали естественные причины (разрушение ветром, хищничество), либо беспокойство, не связанное с лесопользованием (устройство пасек, временных стоянок и лагерей отдыха, браконьерство) в данной статье в учёт не брались.

По совокупности полевых наблюдений лесных видов хищных птиц на 6315 гнездовых участках, для которых были записаны поведенческие реакции, со-

данных с данными зарубежных исследователей, если речь идёт о показателях FID до 50 м (наши показатели FID будут меньше таковых общепринятых). При сравнении показателей FID более 50 м это теряет актуальность, так как высота присад лежит в пределах ошибки определения дистанций до птицы с расстояний более 50 м.

Материал, собранный по FID стал дополнительным в качестве обоснования видоспецифических параметров выделения ОЗУЛ на основе минимального радиуса буферной зоны (MAD от английского *minimum approach distance*) (см. Fox, Madsen, 1997).

Весь материал по ответу хищных птиц на беспокойства и нарушения эпизодически собирался с 1991 по 2002 гг. и более или менее регулярно – с 2003 по 2016 гг. Основные точки сбора материала показаны на рис. 5.

Обработка результатов осуществлялась в программах MS Excel 2003 и Statistica 10. Для сравнения дистанций использовали критерий Стьюдента (t-test) для независимых переменных.

Для целей статьи также была проанализирована зарубежная и российская литература, в которой приводятся данные о дистанциях вспугивания птиц и параметрах охранных зон вокруг гнёзд хищных птиц. Выбирали и отдельно анализировали утверждённые нормативные акты и научные статьи. Большой материал был взят из наиболее полного обзора, сделанного американскими коллегами (Livezey et al., 2016):

Рис. 4. Высота присад и гнёзд, с которых вспугивались птицы с целью расчета FID.

Fig. 4. Height of perches and nests from which birds were flushed for the purposes of the study (for FID calculation).

- DOI: 10.3996/082015-JFWM-078.S1 (55 KB XLSX) – опубликованные AD и FID для гнездящихся птиц, собранные с 2009 по 2015 гг.¹⁴⁶

- DOI: 10.3996/082015-JFWM-078.S2 (205 KB XLSX) – опубликованные AD и FID для негнездящихся птиц, собранные с 2009 по 2015 гг.¹⁴⁷; в обеих таблицах представлены следующие данные: авторы, район исследования, континент, источник беспокойства, таксономия и научное название вида, для AD и FID данные включают (при наличии) $M \pm SD$ или $M \pm SE$, диапазон, медиану и число наблюдений (n), кроме того, данные включают (при наличии) расстояние без вспугивания (n) и долю вспугиваний от числа наблюдений (n).

- DOI: 10.3996/082015-JFWM-078.S3 (23 KB XLSX) – опубликованные MAD для гнездящихся птиц с 2009 по 2015 гг.¹⁴⁸

- DOI: 10.3996/082015-JFWM-078.S4 (28 KB XLSX) – опубликованные MAD для негнездящихся птиц с 2009 по 2015 гг.¹⁴⁹; в обеих таблицах представлены следующие данные: район исследования, континент, источник беспокойства, таксономия и научное название вида, MAD, формула MAD и цель её выделения, ссылки на публикации.

Результаты исследований и их обсуждение

Дистанции вспугивания хищных птиц по результатам исследований авторов показаны в табл. 1.

Анализ дистанций вспугивания птиц показывает наибольшую толерантность к фактору беспокойства у взрослых птиц, сидящих на гнёздах (дистанции вспугивания минимальны), нежели у одиночных птиц на участках в некотором удалении от гнёзд как в период инкубации ($t=23.54$; $ss=3705$; $p<0.05$), так и в период выкармливания выводков ($t=13.00$; $ss=4335$; $p<0.05$). Связано это, определённо, с нежеланием птиц демаскировать гнездо. В частности, ряд скрытных видов сидит на гнёздах до последнего, выдерживая про-

¹⁴⁶ <http://dx.doi.org/10.3996/082015-JFWM-078.S1>

¹⁴⁷ <http://dx.doi.org/10.3996/082015-JFWM-078.S2>

¹⁴⁸ <http://dx.doi.org/10.3996/082015-JFWM-078.S3>

¹⁴⁹ <http://dx.doi.org/10.3996/082015-JFWM-078.S4>

ходы человека под гнездом. В то же время, реакция беспокойства на присутствие человека (AD) даже у плотно сидящих на гнёздах длиннохвостых неясытей наблюдается на дистанциях значительно превышающих дистанции вспугивания птицы с присады. К сожалению, нами эти параметры (AD) в большинстве случаев не регистрировались из-за определённой сложности их интерпретации. Для ряда видов параметры AD и FID получены в Великобритании (Ruddock, Whitfield, 2007) и на них (см. табл. 2) можно ориентироваться, сравнивая с нашими данными.

В нашей выборке также отмечено увеличение дистанций вспугивания птиц с гнёзд в период выкармливания птенцов, в отличие от периода инкубации ($t=-20,12$; $ss=4399$; $p<0,05$). Интересно и то, что во второй половине лета (в период выкармливания птенцов) определённо возрастает дистанция вспугивания взрослых птиц на участках, встреченных в удалении от гнёзд ($t=-6,60$; $ss=3641$; $p<0,0005$). Большинство взрослых птиц одного и того же вида, и более того, одних и тех же птиц, встреченных в июне–июле сидящими на присадах в удалении от гнёзд, улетали, увидев наблюдателей, на более длинных дистанциях, чем в апреле–мае. Возможно, здесь имеет место эффект, связанный с повторным беспокойством птиц. Однако большая часть наблюдений в выборке не принадлежит тем же самым птицам, но демонстрирует те же тенденции. К тому же для некоторых видов (коршун, канюк) отмечено быстрое привыкание к регулярному посещению гнёзд, и даже при посещении раз в два дня без подъёма на гнездо, в течение месяца, дистанции вспугивания сокращались, как минимум, в два раза.

Как и следовало ожидать, максимальные дистанции вспугивания (FID) характерны для крупных видов, таких как настоящие орлы (*Aquila sp.*) и орлан-белохвост (*Haliaeetus albicilla*), среди которых определён лидер беркут (*Aquila chrysaetos*) – $267,50 \pm 125,48$ м; $\lim 70-600$ м. Диапазон дистанций вспугивания взрослых птиц у крупных хищников вне гнёзд достаточно близок и лежит в пределах от 150 до 300 м (табл. 1).

Дистанции вспугивания птиц на гнёздах изменяются в зависимости от стратегии выбора мест для гнездования. И более пугливым оказался орёл-могильник, большинство гнёзд которого ориентировано на открытые пространства ($224,30 \pm 125,69$ м; $\lim 10-550$ м), в то время как у беркута дистанции вспугивания сокращаются за счёт того, что гнёзда располагаются внутри массивов леса. В то же время, надо понимать, что к регулярному беспокойству птицы привыкают, и, если орнитолог, разово появившийся на участке орла-могильника, вызывает у птицы беспокойство на максимально возможной дистанции, то пастух, регулярно пасущий скот в районе гнезда, может быть подпущен на дистанцию в 10 раз более короткую.

Дистанции от гнёзд до края зоны нарушений, на которых гнёзда покидаются хищными птицами (DD), приведены в табл. 3. Зона в 30 м от гнезда (вне зависимости от вида нарушений) является критической для всех видов пернатых хищников, как мелкого, так и крупного размерного класса: 92,3 % брошенных гнёзд в этой зоне рядом со сплошной рубкой, 100 % – рядом с выборочной рубкой и 86,7 % – на краю противопожарного разрыва или линейного объекта, для строительства которого

Рис. 5. Основные места исследований.

Fig. 5. Areas under study.

Табл. 1, часть 1. Дистанции вспугивания (FID) лесных видов хищных птиц (в метрах) по данным наблюдений в Республике Башкортостан, Пермской области, Новосибирской области, Алтайском крае, Республиках Алтай и Хакасия в 1991–2016 гг.**Table 1, part 1.** Flight initiation distances (FID) for forest species of raptors (in meters), according to observations in the Republic of Bashkortostan, Perm and Novosibirsk regions, Altai Kray, Republics of Altai and Khakassia in 1991–2016.

Дистанция вспугивания (FID) взрослой птицы на гнездовом участке вне гнезда (в большинстве случаев самца) Flight initiation distance (FID) for the adult bird on the breeding territory outside the nest (in most cases, the male)										
Вид Species	Период насиживания кладки Incubation, n=1714					Период выкармливания выводка Nestling-rearing, n=1929				
	n	M±SD (Lim)	Медиана Median	Мода Mode	Экспесс Excess	n	M±SD (Lim)	Медиана Median	Мода Mode	Экспесс Excess
Скопа (<i>Pandion haliaetus</i>)	29	161.21±99.71 (40–400)	130	200	0.71	25	160.20±85.52 (55–350)	120	200	0.28
Орлан-белохвост (<i>Haliaeetus albicilla</i>)	56	186.79±120.96 (40–500)	155	200	0.08	75	180.00±112.10 (40–450)	140	200	-0.23
Беркут (<i>Aquila chrysaetos</i>)	24	216.88±130.67 (55–500)	200	200	-0.10	60	267.50±125.48 (70–600)	250	200	-0.29
Орёл-могильник (<i>Aquila heliaca</i>)	102	203.87±115.03 (30–540)	180	300	0.77	133	244.21±116.90 (30–500)	200	200	-0.92
Большой подорлик (<i>Aquila clanga</i>)	134	82.97±55.02 (10–200)	80	80	-0.34	176	86.56±56.26 (2–200)	80	100	-0.54
Орёл-карлик (<i>Hieraetus pennatus</i>)	17	126.47±80.77 (10–300)	120	50	-0.32	27	121.30±79.83 (5–300)	100	50	-0.74
Чёрный коршун (<i>Milvus migrans</i>)	509	35.67±26.17 (0–155)	30	30	4.36	470	51.99±30.58 (0–160)	50	60	2.12
Канюк (<i>Buteo buteo</i>)	227	35.81±24.95 (2–130)	30	40	1.16	203	50.73±33.94 (2–160)	45	60	1.50
Осоед (<i>Pernis apivorus</i>)	49	56.80±50.67 (1–200)	40	30	0.70	55	55.02±53.68 (1–200)	30	30	0.84
Ястреб-тетеревятник (<i>Accipiter gentilis</i>)	68	28.88±36.34 (3–200)	15	30	9.00	80	38.50±49.27 (2–300)	20	10	10.86
Ястреб-перепелятник (<i>Accipiter nisus</i>)	57	27.37±32.99 (1–150)	15	30	4.07	69	29.06±32.52 (1–160)	20	30	3.95
Балобан (<i>Falco cherrug</i>)	30	109.33±66.28 (10–300)	100	80	1.09	33	112.42±72.06 (5–280)	100	80	-0.14
Чеглок (<i>Falco subbuteo</i>)	83	53.18±36.18 (1–160)	50	60	0.15	65	44.69±42.44 (1–150)	30	30	0.06
Дербник (<i>Falco columbarius</i>)	25	64.88±36.07 (2–120)	50	50	-1.30	23	63.48±33.01 (5–130)	60	80	-0.51
Пустельга (<i>Falco tinnunculus</i>)	60	34.82±21.42 (1–80)	40	40	-1.21	63	29.62±20.07 (1–80)	30	50	-1.07
Филин (<i>Bubo bubo</i>)	102	180.60±123.61 (1–450)	180	300	-1.05	133	204.26±101.83 (2–400)	200	200	-0.52
Бородатая неясыть (<i>Strix nebulosa</i>)	25	23.96±21.73 (1–90)	20	10	2.10	39	28.28±29.06 (0–120)	20	20	2.63
Длиннохвостая неясыть (<i>Strix uralensis</i>)	117	30.38±30.26 (1–140)	15	50	1.65	200	43.81±30.70 (1–150)	45	50	1.52

был вырублен лес (трасса, ЛЭП, газопровод, оросительный или осушительный канал). Для зоны 31–90 м от края нарушенного лесного сообщества уже наблюдается меньшее количество брошенных гнёзд – от 45–50 %, до 81,45 %, а для зоны 91–210 м – совсем незначительное: 0,18–7,12 %. Причём основную статистику по реакциям дают обычные виды мелкого и среднего размерного класса, такие как ястреб-перепелятник (*Accipiter nisus*), чёрный коршун, обыкновенный канюк (*Buteo buteo*),

ястреб-тетеревятник, длиннохвостая неясыть. Если рассматривать такие крупные виды, как скопу (*Pandion haliaetus*), орлана-белохвоста, беркута, орла-могильника (*Aquila heliaca*), большого подорлика (*Aquila clanga*) и филина (*Bubo bubo*) в отдельности, то для них зона критических нарушений отодвигается до 100 и более метров: от 92 до 100 % брошенных гнёзд в зоне до 90 м, от 1 до 86 % брошенных гнёзд в зоне от 91 до 210 м от гнезда. При этом на дистанции до 450 м от края зоны

Табл. 1, часть 2. Дистанции вспугивания (FID) лесных видов хищных птиц (в метрах) по данным наблюдений в Республике Башкортостан, Пермской области, Новосибирской области, Алтайском крае, Республиках Алтай и Хакасия в 1991–2016 гг.

Table 1, part 2. Flight initiation distances (FID) for forest species of raptors (in meters), according to observations in the Republic of Bashkortostan, Perm and Novosibirsk regions, Altai Kray, Republics of Altai and Khakassia in 1991–2016.

Вид Species	Дистанция вспугивания (FID) взрослой птицы на гнезде (в большинстве случаев самки) Flight initiation distance (FID) for the adult bird in the nest (in most cases, the female)									
	Период насиживания кладки Incubation, n=1996					Период выкармливания выводка Nestling-rearing, n=2580				
	n	M±SD (Lim)	Медиана Median	Мода Mode	Экссесс Excess	n	M±SD (Lim)	Медиана Median	Мода Mode	Экссесс Excess
Скопа (<i>Pandion haliaetus</i>)	31	60.19±46.67 (1–250)	50	45	8.34	40	48.08±48.03 (3–200)	30	30	2.88
Орлан-белохвост (<i>Haliaeetus albicilla</i>)	72	71.60±45.10 (15–250)	60	45	6.22	89	98.93±69.98 (10–350)	80	50	1.79
Беркут (<i>Aquila chrysaetos</i>)	28	84.82±62.00 (0–300)	70	50	4.57	52	122.02±86.38 (10–350)	95	50	0.11
Орёл-могильник (<i>Aquila heliaca</i>)	119	111.36±70.62 (0–400)	100	100	5.62	161	224.30±125.69 (10–550)	200	200	-1.01
Большой подорлик (<i>Aquila clanga</i>)	165	22.31±40.18 (0–250)	10	10	12.32	202	88.18±62.24 (3–400)	85	100	3.43
Орёл-карлик (<i>Hieraaetus pennatus</i>)	24	17.46±22.02 (0–70)	7	0	0.40	35	76.54±91.41 (1–350)	50	20	2.27
Чёрный коршун (<i>Milvus migrans</i>)	533	4.86±6.98 (0–40)	2	0	7.59	552	29.25±18.91 (0–120)	30	30	1.52
Канюк (<i>Buteo buteo</i>)	191	9.87±10.36 (0–55)	7	2	3.40	249	29.61±18.63 (0–80)	30	30	0.95
Осоед (<i>Pernis apivorus</i>)	60	8.42±12.35 (0–50)	3	0	2.60	52	50.21±39.78 (0–180)	50	30	0.45
Ястреб-тетеревятник (<i>Accipiter gentilis</i>)	80	19.94±23.21 (0–110)	8	0	1.95	106	37.87±35.03 (0–200)	25	20	3.73
Ястреб-перепелятник (<i>Accipiter nisus</i>)	78	10.76±14.04 (0–80)	5	0	8.56	106	34.55±27.47 (0–150)	30	50	2.67
Балобан (<i>Falco cherrug</i>)	44	20.41±18.48 (0–70)	20	20	-0.26	49	47.37±37.74 (0–180)	40	60	2.49
Чеглок (<i>Falco subbuteo</i>)	112	16.38±19.93 (0–80)	8	0	0.70	140	31.63±20.48 (0–110)	30	40	0.93
Дербник (<i>Falco columbarius</i>)	44	21.93±18.79 (0–80)	15	5	0.72	49	44.42±33.23 (0–140)	40	20	0.29
Пустельга (<i>Falco tinnunculus</i>)	111	16.27±17.82 (0–80)	10	10	1.77	135	29.84±18.30 (0–90)	30	40	0.03
Филин (<i>Bubo bubo</i>)	119	11.57±10.40 (1–60)	10	5	6.43	161	89.06±63.53 (1–300)	80	100	0.12
Бородатая неясыть (<i>Strix nebulosa</i>)	25	6.92±11.72 (0–50)	3	0	7.55	51	16.73±22.66 (0–100)	8	10	4.32
Длиннохвостая неясыть (<i>Strix uralensis</i>)	160	3.70±7.60 (0–60)	1	0	24.73	191	13.56±16.12 (0–100)	8	0	5.03

нарушений до гнезда наблюдается до 6 % брошенных гнёзд, и до 1,6 % – на дистанции свыше 450 м. На дистанции свыше 450 м от края выборочной рубки были брошены 3 гнезда большого подорлика и 3 гнезда филина в Алтайских борах в связи с вырубкой всех крупных сосен на краю гнездового участка (край обширного водно-болотного комплекса). Подробная информация по реакции отдельных видов на типы нарушений дана в видовых очерках.

Из 555 наблюдений гнёзд хищных птиц в зоне влияния антропогенных нарушений структуры леса (DZ), лишь 12,43 % остались занятыми птицами. Большая часть гнёзд (87,57 %) была покинута птицами либо в тот же год, когда произошло нарушение, либо на следующий, если нарушение случилось на поздних стадиях выкармливания птенцов или после сезона размножения (табл. 4). Дистанции, на которых наблюдались жилые гнёзда (DN) в опасной зоне, показывают порог чувствительности вида

Табл. 2. Итоговая статистическая информация по дистанциям до человека, вызывающим беспокойство птиц (в метрах), из опроса экспертов: AD – дистанция, на которой наблюдается беспокойство птицы, FID – дистанция вспугивания птицы; по: Ruddock, Whitfield, 2007.

Table 2. Summary descriptive statistics on alert distance (m) for raptors exposed to disturbance caused by a humane presence. Data collected by an expert opinion survey: AD – 'alert distance' or 'static' disturbance distance, and FID – 'flight initiation distance' or 'active' disturbance distance. The distance category of the upper 90% of opinions is shown in the final column; from: Ruddock, Whitfield, 2007.

Вид Species	Период инкубации яиц Incubation						Период выкармливания птенцов Nestling-rearing						90 % AD
	AD			FID			AD			FID			
	n	Median	Lim 80 %	n	Median	Lim 80 %	n	Median	Lim 80 %	n	Median	Lim 80 %	
<i>Pandion haliaeetus</i>	12	225	100–750	12	175	50–750	12	225	100–750	14	225	50–500	500–750
<i>Haliaeetus albicilla</i>	8	510	150–1000	11	125	50–500	8	510	150–1000	10	225	50–1000	500–750*
<i>Aquila chrysaetos</i>	15	400	100–1500	25	225	10–1500	14	625	150–1000	19	400	100–1000	750–1000*
<i>Milvus milvus</i>	11	125	10–300	11	30	10–300	9	125	10–300	11	75	10–300	150–300
<i>Accipiter gentilis</i>	10	125	10–500	10	30	<10–500	10	175	50–500	10	75	10–300	300–500
<i>Circus cyaneus</i>	24	310	<10–750	27	30	<10–500	23	225	10–750	29	225	<10–750	500–750
<i>Circus aeruginosus</i>	4	215	10–500	3	30	10–500	4	225	50–500	3	75	10–300	300–500
<i>Falco peregrinus</i>	26	225	10–750	31	125	10–500	24	310	150–750	30	225	50–500	500–750
<i>Falco columbarius</i>	22	225	<10–500	30	30	<10–300	19	400	10–500	28	225	10–500	300–500
<i>Tyto alba</i>	11	5	<10–50	11	5	<10–50	10	5	<10–50	11	5	<10–100	50–100
<i>Asio otus</i>	6	30	<10–100	7	5	<10–100	5	30	<10–300	5	30	<10–300	150–300
<i>Asio flammeus</i>	13	75	<10–500	14	5	<10–150	12	125	<10–500	14	175	<10–500	300–500

* представлены примеры, в которых максимальная дистанция в расчёт не бралась из-за противоречивого мнения большинства респондентов;

* categories marked represented examples where the most extreme upper distance category was ignored because of blatantly contradictory majority opinion.

к нарушениям на его участках (рис. 6), и от них можно отталкиваться, как от минимально необходимых, для сохранения того или иного вида.

Соотношение показателей FID и DD показывает, что для проектирования буферных зон более корректно сравнивать средние значения FID с максимальной дистанцией от края зоны нарушений до гнезда птицы, на которой это гнездо оказывается брошенным (DD-M), так как средние значения DD демонстрируют лишь фактическую ситуацию с оставлением гнёзд птицами в какой-то зоне нарушений, а не пороговую чувствительность птиц к этим нарушениям (см. рис. 7, табл. 5).

Стоит отметить, что локальные нарушения не всегда приводят к безвозвратному уходу вида с территории, на которой они произошли. Многолетний мониторинг за гнездовыми участками, на которых гнёзда были брошены хищными птицами после проведённых рядом рубок леса, показал, что на некоторые участки происходит «возврат» птиц. Причём, он происходит после рубки, которая не затронула гнездовое дерево

и лес вокруг него в критической для вида зоне (см. табл. 4). Конечно, при отсутствии мечения птиц, невозможно утверждать, что на участок возвращаются те же самые птицы, поэтому слово «возврат» здесь не совсем корректно, тем не менее, мы далее будем использовать его для определения случаев повторного заселения тем же видом участков, брошенных после рубок, так как лучшего термина найти не удалось.

Мы не зарегистрировали ни одного «возврата» скопы, беркута, орла-карлика (*Hieraetus pennatus*) и балобана на свои прежние участки даже при сохранении гнездовых построек. Для остальных видов доля «возвратов» составила от 5 до 30 %.

Пожалуй, лидером по возвращению на участки, затронутые рубками, как это ни странно, является орлан-белохвост – птицы вернулись на 30,4 % брошенных участков (7 из 23-х). Практически все «возвраты» (5 из 7-ми) отмечены к гнёздам, которые были брошены птицами, после проведения рубок в 105–205 м от гнёзд. Во всех 5 случаях это были выборочные рубки (Алтайский край). В одном случае орланы

Табл. 3. Дистанции от гнёзд хищных птиц до края зоны нарушений, по данным наблюдений в Республике Башкортостан, Пермской области, Новосибирской области, Алтайском крае, Республиках Алтай и Хакасия в 1991–2016 гг.

Table 3. Distances from the raptor's nests to the edge of disturbances zone, according to observations in the Republic of Bashkortostan, Perm and Novosibirsk regions, Altai Kray, Republics of Altai and Khakassia in 1991–2016.

Вид Species	Статус гнезда Nest status	Сплошная рубка Clearfelling					Выборочная рубка Selective felling					Линейный объект (трасса, ЛЭП, газопровод, канал) / Linear disturbances					ВСЕГО TOTAL	Доля, % Share, %
		1–30	31–90	91–210	211–450	>451	1–30	31–90	91–210	211–450	>451	1–30	31–90	91–210	211–450	>451		
Скопа (<i>Pandion haliaetus</i>) n=57	Брошено / Abandoned	-	1	1	3	-	-	1	2	-	-	-	-	1	-	-	9	15.79
	Занимается / Occupied	-	-	-	3	45	-	-	1	47	-	-	-	-	48	-	48	84.21
Орлан-белохвост (<i>Haliaeetus albicilla</i>) n=79	Брошено / Abandoned	-	1	1	3	-	-	9	6	-	-	-	3	-	-	-	23	29.11
	Занимается / Occupied	-	-	-	-	56	-	-	2	54	-	-	-	-	56	-	56	70.89
Беркут (<i>Aquila chrysaetos</i>) n=62	Брошено / Abandoned	-	1	-	2	-	-	6	1	4	-	-	1	-	-	-	15	24.19
	Занимается / Occupied	-	-	-	-	47	-	-	-	1	46	-	-	1	3	43	47	75.81
Орёл-могильник (<i>Aquila heliaca</i>) n=197	Брошено / Abandoned	-	1	-	-	-	8	6	11	-	-	-	4	-	-	-	30	15.23
	Занимается / Occupied	-	-	34	133	-	-	-	2	165	-	-	-	20	147	-	167	84.77
Большой подорлик (<i>Aquila clanga</i>) n=216	Брошено / Abandoned	1	1	1	-	-	12	9	16	7	3	-	2	-	-	-	52	24.07
	Занимается / Occupied	-	-	-	164	-	-	-	2	2	160	-	-	164	-	-	164	75.93
Орёл-карлик (<i>Hieraaetus pennatus</i>) n=26	Брошено / Abandoned	-	-	-	-	-	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-	3	11.54
	Занимается / Occupied	-	-	-	23	-	-	-	-	23	-	-	-	-	23	-	23	88.46
Чёрный коршун (<i>Milvus migrans</i>) n=552	Брошено / Abandoned	2	3	1	-	-	24	50	8	-	-	2	6	-	-	-	96	17.39
	Занимается / Occupied	-	1	1	454	-	-	1	85	370	-	-	3	35	418	-	456	82.61
Канюк (<i>Buteo buteo</i>) n=254	Брошено / Abandoned	2	1	-	-	-	5	26	-	-	-	5	-	-	-	-	39	15.35
	Занимается / Occupied	1	13	201	-	-	-	8	207	-	-	1	11	203	-	-	215	84.65
Осоед (<i>Pernis ptilorhynchus</i>) n=67	Брошено / Abandoned	-	-	-	-	-	3	5	2	-	-	5	-	-	-	-	15	22.39
	Занимается / Occupied	-	-	52	-	-	-	1	17	34	-	1	3	48	-	-	52	77.61
Ястреб-тетеревятник (<i>Accipiter gentilis</i>) n=151	Брошено / Abandoned	1	2	-	-	-	7	20	4	-	-	-	3	-	-	-	37	24.50
	Занимается / Occupied	-	2	112	-	-	-	-	32	82	-	-	7	107	-	-	114	75.50
Ястреб-перепелятник (<i>Accipiter nisus</i>) n=100	Брошено / Abandoned	-	-	-	-	-	8	4	-	-	-	-	-	-	-	-	12	12.00
	Занимается / Occupied	-	-	88	-	-	-	12	76	-	-	-	3	85	-	-	88	88.00
Балобан (<i>Falco cherrug</i>) n=60	Брошено / Abandoned	-	-	-	-	-	1	4	-	-	-	-	1	-	-	-	6	10.00
	Занимается / Occupied	-	-	54	-	-	-	1	53	-	-	-	-	54	-	-	54	90.00
Чеглок (<i>Falco subbuteo</i>) n=188	Брошено / Abandoned	-	-	-	-	-	3	3	-	-	-	-	-	-	-	-	6	3.19
	Занимается / Occupied	-	-	182	-	-	-	5	177	-	-	-	-	182	-	-	182	96.81
Пустельга (<i>Falco tinnunculus</i>) n=206	Брошено / Abandoned	-	-	-	-	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	3	1.46
	Занимается / Occupied	-	-	203	-	-	-	7	196	-	-	-	-	203	-	-	203	98.54
Филин (<i>Bubo bubo</i>) n=220	Брошено / Abandoned	2	-	1	-	-	12	10	15	7	3	-	2	1	-	-	53	24.09
	Занимается / Occupied	-	-	2	39	126	-	-	1	4	162	-	1	4	43	119	167	75.91
Бородатая неясыть (<i>Strix nebulosa</i>) n=76	Брошено / Abandoned	3	1	2	-	-	1	5	3	-	-	-	-	-	-	-	15	19.74
	Занимается / Occupied	-	-	6	11	44	-	-	7	19	35	-	-	-	11	50	61	80.26
Длиннохвостая неясыть (<i>Strix uralensis</i>) n=292	Брошено / Abandoned	1	4	-	-	-	34	21	1	-	-	1	5	-	-	-	67	22.95
	Занимается / Occupied	-	-	45	71	109	-	6	55	77	87	-	5	33	72	115	225	77.05
ВСЕГО TOTAL	Брошено Abandoned	12	16	7	8	0	122	180	70	18	6	13	27	2	0	0	481	17.16
	Занимается Occupied	1	16	980	898	427	0	41	913	878	490	2	33	1139	821	327	2322	82.84
Доля, % Share, %	Брошено Abandoned	92.31	50.00	0.71	0.88	0	100	81.45	7.12	2.01	1.21	86.67	45.00	0.18	0	0	17.16	17.16
	Занимается Occupied	7.69	50.00	99.29	99.12	100	0	18.55	92.88	97.99	98.79	13.33	55.00	99.82	100	100	82.84	82.84

Табл. 4. Статистика ($M \pm SD$, Lim) по занятости гнёзд хищными птицами в зоне влияния различных нарушений структуры леса, по данным наблюдений в Республике Башкортостан, Пермской области, Новосибирской области, Алтайском крае, Республиках Алтай и Хакасия в 1991–2016 гг. Условные обозначения: D – дорога, G – газопровод, L – ЛЭП, O – осушительный канал, P – противопожарный разрыв, T – трасса.

Table 4. Statistics ($M \pm SD$, Lim) on occupation of nests by raptors in the zone of impact of different disturbances, according to observations in the Republic of Bashkortostan, Perm and Novosibirsk regions, Altai Kray, Republics of Altai and Khakasia in 1991–2016. Labels: D – road, G – gas pipeline, L – power line, O – drainage channel, P – firebreak, T – highway.

Вид Species	Сплошная рубка / Clearfelling			Выборочная рубка / Selective felling		
	Брошено Abandoned	Занято Occupied	Опасная зона Dangerous zone	Брошено Abandoned	Занято Occupied	Опасная зона Dangerous zone
Скопа (<i>Pandion haliaetus</i>)	$n=5$ 207.0 ± 120.19 (80–350)	0	до 350	$n=3$ 123.33 ± 55.08 (70–180)	$n=1$ 90	до 180, (?)
Орлан-белохвост (<i>Haliaeetus albicilla</i>)	$n=5$ 249.2 ± 166.11 (50–426)	0	до 426	$n=15$ 83.87 ± 31.24 (25–205)	$n=2$ 152.5 ± 67.18 (105–205)	до 205
Беркут (<i>Aquila chrysaetos</i>)	$n=3$ 245.0 ± 202.92 (35–440)	0	до 440, (?)	$n=11$ 153.36 ± 114.04 (77–420)	$n=1$ 410	до 420–650***
Орёл-могильник (<i>Aquila heliaca</i>)	$n=1$ 45	0	(?)	$n=25$ 81.32 ± 61.30 (7–207)	$n=2$ 153.0 ± 50.91 (117–189)	до 207
Большой подорлик (<i>Aquila clanga</i>)	$n=3$ 66.67 ± 49.32 (13–110)	0	до 110, (?)	$n=47$ 151.53 ± 156.80 (3–650)	$n=6$ 361.83 ± 182.74 (126–610)	до 650
Орёл-карлик (<i>Hieraetus pennatus</i>)	0	0	нет данных	$n=3$ 50.0 ± 48.22 (15–105)	0	до 105–200***, (?)
Чёрный коршун (<i>Milvus migrans</i>)	$n=6$ 48.33 ± 34.80 (7–105)	$n=2$ 88.50 ± 2.12 (87–90)	до 105	$n=82$ 51.62 ± 29.47 (1–107)	$n=7$ 96.86 ± 11.01 (73–105)	до 110
Канюк обыкновенный (<i>Buteo buteo</i>)	$n=3$ 15.67 ± 4.04 (12–20)	$n=1$ 19	до 20–70***	$n=31$ 53.68 ± 23.38 (1–84)	$n=4$ 75.75 ± 4.35 (70–80)	до 84
Осоед обыкновенный (<i>Pernis apivorus</i>)	0	0	нет данных no data	$n=10$ 53.70 ± 40.90 (1–120)	$n=2$ 77.62 ± 31.68 (80–110)	до 120
Ястреб-тетеревятник (<i>Accipiter gentilis</i>)	$n=3$ 41.33 ± 30.09 (10–70)	$n=1$ 58	до 70	$n=31$ 53.74 ± 32.19 (1–112)	$n=4$ 99.5 ± 4.20 (95–105)	до 112
Ястреб-перепелятник (<i>Accipiter nisus</i>)	0	0	нет данных no data	$n=12$ 21.0 ± 19.34 (1–60)**	$n=4$ 54.25 ± 3.50 (50–58)**	до 60
Балобан (<i>Falco cherrug</i>)*	0	0	нет данных no data	$n=5$ 48.4 ± 25.22 (12–82)	$n=1$ 80	до 82–100***
Чеглок (<i>Falco subbuteo</i>)*	0	0	нет данных no data	$n=6$ 28.83 ± 23.11 (1–57)	$n=2$ 52.5 ± 3.54 (50–55)	до 60
Пустельга обыкновенная (<i>Falco tinnunculus</i>)*	0	0	нет данных no data	$n=3$ 22.0 ± 19.97 (5–44)	0	до 50, (?)
Филин (<i>Bubo bubo</i>)	$n=3$ 44.0 ± 49.33 (7–100)	0	до 100, (?)	$n=47$ 150.0 ± 154.48 (1–607)	$n=8$ 371.25 ± 168.28 (105–600)	до 607
Бородатая неясыть (<i>Strix nebulosa</i>)	$n=6$ 59.67 ± 51.01 (3–115)	$n=1$ 95	до 115	$n=9$ 75.44 ± 38.81 (22–126)	$n=2$ 100.5 ± 6.36 (96–105)	до 126
Длиннохвостая неясыть (<i>Strix uralensis</i>)	$n=5$ 52.6 ± 21.63 (15–70)	0	до 70	$n=56$ 32.96 ± 23.79 (1–103)	$n=8$ 82.75 ± 14.43 (55–100)	до 105

Примечание / Note:

* – в анализ включены только гнёзда, попавшие в зону рубок в гнездовой период, когда можно было однозначно идентифицировать их занятость до момента проведения рубки (брошенные гнёзда идентифицированы по погибшим кладкам и выводкам) / in the analysis included only the nests that were into the the felling zone in the nesting period, when it was possible to define unambiguously their occupation until the felling (the abandoned nests were identified on dead masonry and broods),

** – вместе с выборочными рубками учтены рубки ухода, так как большая часть гнёзд, попавших в анализ, была устроена в культурах сосны и ели до 30 летнего возраста / together with selective felling, care felling was taken into account, because most of the nests included in the analysis were located in pine and spruce forest cultures until the age of 30,

*** – в выборке нет гнёзд в данном диапазоне дистанций от края нарушения / among the surveyed nests there are no nests in this range of distances from the disturbances boundaries,

(?) – данных недостаточно / insufficient data.

Линейное нарушение / Linear disturbances		
Брошено Abandoned	Занято Occupied	Опасная зона Dangerous zone
n=1 160 (G)	0	(?)
n=3 83.33±5.69 (77–88) (G, T)	0	до 88, (?)
n=1 56 (ЛЭП)	0	(?)
n=4 61.75±21.52 (35–82) (G, T)	0	до 82, (?)
n=2 64.0±19.80 (50–78) (T, P)	0	до 78, (?)
0	0	нет данных no data
n=8 44.63±23.15 (3–85)	n=3 71.33±8.08 (64–80)	до 85, (?)
n=5 15.2±7.73 (5–26)	n=1 20 (L)	до 60***
n=5 42.4±27.57 (4–80)	n=1 60 (ЛЭП)	до 80
n=3 42.67±10.79 (35–55)	n=1 50 (P)	до 55, (?)
0	0	нет данных no data
n=1 45 (L)	0	(?)
0	0	нет данных no data
0	0	нет данных no data
n=3 78.0±33.05 (44–110) (D, L, O)	n=1 90 (P)	до 110, (?)
0	0	нет данных no data
n=6 43.67±21.21 (5–65)	n=3 51.33±10.26 (40–60) (L, G, P)	до 65

вернулись на участок, в 400-х м от которого была проведена сплошная рубка (Пермская область) и в одном случае на участок, в 88 м от которого была проложена дорога (пойма р. Белая, Башкирия). Одна пара орланов вернулась на третий год в то же гнездо (Алтайский край), остальные – через 5–7 лет и лишь в двух случаях в свои гнезда (Башкирия и Алтайский край).

У больших подорликов из выборки в 52 гнезда, брошенных после рубок, только на трёх (5,77 %) птицы «вернулись» на 7-й, 9-й и 10-й год после нарушения (после того, как произошёл подъём подроста леса на участках). Причём во всех случаях птицы строили новые гнезда, так как старые были полностью или частично разрушены, либо заняты другими видами (в основном коршунами). Все «возвраты» птиц произошли на участках с диапазоном дистанций 207–405 м от места расположения прежних гнезд до границы зоны нарушений.

Лучше обстоит ситуация с филином, для которого зарегистрировано 16 «возвратов» при 55 случаях оставления мест гнездования. Но, тем не менее, это всё равно очень низкий уровень восстановления участков, при том, что вид не ограничен крупными деревьями для устройства гнезд, так как гнездится на земле, а в последнее время в борах Алтайского края испытывает тенденцию к гнездованию в более молодых участках леса под соснами небольшого диаметра, адаптируясь к регулярным рубкам на его участках (Карякин, 2014). Лишь одна пара вернулась на свой участок на следующий год, после того, как во время добровольно-выборочной рубки годом ранее у неё была уничтожена кладка. Остальные участки повторно были заняты филинами через 3–6 лет – все они восстановились на участках с диапазоном дистанций от 100 до 500 м от прежних гнезд до края лесных выделов, пройденных добровольно-выборочными рубками.

У обычных хищников – коршуна (97 брошенных гнезд) и канюка (39 брошенных гнезд) – отмечено 27,84 % и 20,51 % «возвратов» на свои участки после выборочных рубок.

Многолетний мониторинг за гнездовыми участками показал, что при минимальных нарушениях (выборочная рубка в одном выделе, противопожарные мероприятия или строительство линейного объекта) и достаточно большой площади гнездопригодных биотопов, хищные птицы не бросают участки, а лишь смешаются подальше от зоны нарушения, устраивая гнездо в новом

Рис. 6. Дистанции от гнёзд хищных птиц до границы зоны нарушений. DN – дистанция от гнезда до края зоны нарушения на которой гнездо всё ещё занято хищными птицами: DN-Av – средняя дистанция, DN-Lm – минимальная дистанция; DD – дистанция от гнезда, до края зоны нарушения, на которой гнездо брошено хищными птицами: DD-Av – средняя дистанция, DD-M – максимальная дистанция.

Fig. 6. Distances from the raptor nests to the edge of the disturbance zones. DN – distance from the nest to the edge of the disturbance zone on which nest is still occupied by birds: DN-Av – average distance, DN-Lm – minimum distance; DD – distance from the nest to the edge of the disturbance zone in which nest was abandoned by birds: DD-Av – average distance, DD-M – maximum distance.

месте. Однако при малых площадях гнездопригодных биотопов происходит прекращение гнездования птиц на участке, что наглядно демонстрируют беркут и филин в борах Алтайского края (Важов, Рыбальченко, 2013; Карякин, 2014; Карякин, Николенко, 2015a). Какие площади гнездопригодных биотопов позволяют хищникам сохранять свои гнездовые участки при определённых нарушениях структуры леса, до сих пор неизвестно – этот вопрос требует дальнейшего изучения.

Оставление участка одним видом, иногда приводит к его оккупации другим, как правило, более слабым конкурентом, но более толерантным к конкретным нарушениям. Наглядным примером является исчезновение беркута на многолетнем гнездовом участке в Корниловском заказнике (Алтайский край), после рубки, проведённой в 420 м от гнезда (Карякин, Николенко, 2015a). На следующий год это гнездо занял большой подорлик, оказав-

шийся более толерантным к ведущимся на краю гнездового участка рубкам (Карякин, Николенко, 2015b), а беркуты покинули территорию. Аналогичным образом 7 гнездовых построек подорликов, брошенных по причине ведущихся рядом рубок, были в дальнейшем заняты коршунами. Казалось бы, гнездо остаётся занятым хищной птицей, однако, вместо более редкого и угрожаемого в данном районе вида, участок занимает более обычный, что ведёт к обеднению фаунистического комплекса данной территории.

Несмотря на достаточно большой материал по нарушениям структуры леса на гнездовых участках хищных птиц, не удалось корректно ответить на вопрос о наибольшей опасности тех или иных видов нарушений. Связано это в первую очередь с тем, что основным видом нарушений в анализируемой выборке являются выборочные рубки – 82 % от 555 наблюдений в зоне влияния нарушения.

Табл. 5. Параметры, важные для проектирования буферных зон вокруг гнёзд, хищных птиц. Сокращения: DD – дистанция от гнезда, до края зоны нарушения, на которой гнездо брошено хищными птицами (DD-Av – средняя дистанция), DN – дистанция от гнезда, до края зоны нарушения, на которой гнездо всё ещё занято хищными птицами, FID – дистанция вспугивания (FID-B – до птицы на присаде в период выкармливания птенцов), BZ-S – минимальный радиус возможной буферной зоны.

Table 5. Important parameters for designing buffer zones around raptor nests. Abbreviations: DD – distance from the nest to the edge of the disturbances zone in which nest was abandoned by birds (DD-Av – average distance), DN – distance from the nest to the edge of the disturbance zone on which nest is still occupied by birds, FID – flight initiation distance (FID-B – for bird on a perch during nestling-rearing period), BZ-S – minimum radius of the possible buffer zone.

Вид Species	DD	DN		FID							FID-B : DD-Av	FID-B : DD-M	BZ-S
	Средняя Average (DD-Av)	Максимальная Maximum (DD-M)	Минимальная Minimum (DN-Lm)	Средняя Average (DN-Av)	Птица на присаде в период выкармливания птенцов Bird on perch in nestling-rear- ing period (FID-B)	Птица на присаде в период насиживания яиц Bird on perch in incubation period (FID-A)	Птица на гнезде в период выкармливания птенцов Bird in nest in nestling-rearing period (FID-BN)	Птица на гнезде в период насиживания яиц Bird in nest in incubation period (FID-AN)					
Скопа (<i>Pandion haliaetus</i>)	173.89	350	90	90	160.20	161.21	48.08	60.19	0.92	0.46	220		
Беркут (<i>Aquila chrysaetos</i>)	165.2	420	56	233	267.50	216.88	122.02	84.82	1.62	0.64	238		
Большой подорлик (<i>Aquila clanga</i>)	143.27	650	126	361.83	86.56	82.97	88.18	22.31	0.60	0.13	388		
Филин (<i>Bubo bubo</i>)	139.92	607	90	340	204.26	180.6	89.06	11.57	1.46	0.34	349		
Орлан-белохвост (<i>Haliaeetus albicilla</i>)	119.74	205	105	152.5	180.00	186.79	98.93	71.6	1.50	0.88	155		
Орёл-могильник (<i>Aquila heliaca</i>)	77.5	207	117	153	244.21	203.87	224.3	111.36	3.15	1.18	162		
Бородатая неясыть (<i>Strix nebulosa</i>)	69.13	126	95	98.67	28.28	23.96	16.73	6.92	0.41	0.22	111		
Ястреб-тетеревятник (<i>Accipiter gentilis</i>)	51.84	112	50	84.33	38.50	27.37	37.87	19.94	0.74	0.34	81		
Чёрный коршун (<i>Milvus migrans</i>)	50.83	107	73	89.08	52.00	35.67	29.25	4.86	1.02	0.49	90		
Орёл-карлик (<i>Hieraetus pennatus</i>)	50	105			121.30	126.47	76.54	17.46	2.43	1.16	?		
Осоед обыкновенный (<i>Pernis apivorus</i>)	49.93	120	60	83.33	55.02	56.8	50.21	8.42	1.10	0.46	90		
Балобан (<i>Falco cherrug</i>)	47.83	82	80	80	112.42	109.33	47.37	20.41	2.35	1.37	81		
Канюк обыкновенный (<i>Buteo buteo</i>)	45.82	84	19	57	50.73	35.81	29.61	9.87	1.11	0.60	52		
Длиннохвостая неясыть (<i>Strix uralensis</i>)	35.39	103	40	74.18	43.81	30.38	13.56	3.7	1.24	0.43	72		
Дербник (<i>Falco columbarius</i>)	25	25			63.48	64.88	44.42	21.93	2.54	2.54	?		
Чеглок (<i>Falco subbuteo</i>)	23.83	57	50	52.5	44.69	53.18	31.63	16.38	1.88	0.78	54		
Пустельга обыкновенная (<i>Falco tinnunculus</i>)	22	44			29.62	34.82	29.84	16.27	1.35	0.67	?		
Ястреб-перепелятник (<i>Accipiter nisus</i>)	21	60	50	54.25	29.06	27.37	34.55	10.76	1.38	0.48	55		

Рис. 7. Дистанции вспугивания хищных птиц (FID) и дистанции от гнёзда до края зоны нарушений, на которых гнёзда бросаются хищными птицами (DD): FID-B – до птицы на присаде в период выкармливания птенцов, FID-A – до птицы на присаде в период насиживания яиц, FID-BN – до птицы на гнезде в период выкармливания птенцов, FID-AN – до птицы на гнезде в период насиживания яиц, DD-Av – средние дистанции.

Fig. 7. Flight initiation distances (FID) and distances from abandoned nests to the edge of the disturbances zones (DD): FID-B – to bird on perch in nestling-rearing period, FID-A – to bird on perch in incubation period, FID-BN – to bird in nest in nestling-rearing period, FID-AN – to bird in nest in incubation period, DD-Av – average distances.

Такое обилие выборочных рубок на гнездовых участках хищных птиц связано с несколькими причинами. Во-первых, после изменения постсоветского лесного законодательства и разрушения системы государственного экологического контроля, у лесопользователей открылась возможность рубить именно выборочными рубками последние сохранившиеся «рефугиумы», бывшие ранее защитными лесами, где сохранилось достаточное количество гнездящихся хищников. Во-вторых, многие хищники стараются строить гнёзда на максимально труднодоступных территориях – островах среди болот, крутых склонах гор, которые легче осваиваются выборочными рубками, нежели другими их типами. И, наконец, в-третьих, территория исследований затрагивает преимущественно лесостепь, с очень малой площадью леса, где сплошные рубки проводить на большинстве лесных участках попросту невозможно. Тем не менее, очевидным результатом исследования является то, что выборочные рубки для хищных птиц не менее опасны, чем иные нарушения. Поэтому многие виды дистанцируются от нарушенного выборочными рубками (разреженного)

леса дальше, чем от края сплошной рубки или линейного нарушения структуры леса (противопожарные разрывы, ЛЭП, дороги и др.) (см. табл. 4).

Вне зависимости от типа нарушений, по совокупности наблюдений, был получен видоспецифический материал по дистанциям от гнёзд до зон нарушений структуры леса, который, наряду с FID для разных видов в разные периоды гнездового сезона, позволяет подойти к научно обоснованной выработке ОЗУЛ для охраны пернатых хищников.

В видовых очерках представлены результаты анализа дистанций (FID и DD) по данным настоящего исследования, а также обсуждается их отличие от аналогичных или близких к ним дистанций, полученных для этих же видов другими исследователями на других территориях.

Обоснование размеров буферных зон вокруг гнёзд хищных птиц

Зарубежными исследованиями показано, что в период насиживания кладок у птиц $FID = 0,44 \times AD$, но выше в период выкармливания птенцов, однако на обоих этапах цикла размножения FID составляет

Рис. 8. Дистанции от гнёзд хищных птиц до края зоны нарушений: средние дистанции для брошенных гнёзд – DD-M, минимальные дистанции для жилых гнёзд – DD-Lm. Сокращения: BZ-S – минимальный радиус возможной буферной зоны, BZ-M – средний радиус возможной буферной зоны, BZ1 – BZ4 – предлагаемые градации стандартных размеров буферных зон.

Fig. 8. Distances from the raptor nests to the edge of the disturbances zone: average distances for abandoned nests – DD-M, minimum distances for living nests – DD-Lm. Abbreviations: BZ-S – minimum radius of the possible buffer zone, BZ-M – average radius of the possible buffer zone, BZ1 – BZ4 – proposed gradation of the standard buffer zone sizes.

примерно половину AD и именно AD рекомендуется использовать, как аргумент для утверждения видоспецифических размеров буферных зон (Whitfield et al., 2008). Т.е. по сути, европейские исследователи предлагают удваивать значение FID для определения размера буферной зоны вокруг гнезда, в которой должно исключаться любое беспокойство и нарушение естественной среды обитания. Эти параметры для разных видов отражены в таблице 2 и соответствуют 90 % AD. Американские исследователи рекомендуют рассчитывать минимальный радиус буферной зоны, увеличивая в 1,5 раза средние показатели FID (Fox, Madsen, 1997; Livezey et al., 2016).

Результаты нашего исследования показывают, что максимальные показатели FID (для птиц вне гнёзд в период выкармливания выводков) для большинства видов лежат в диапазоне 30–90 % от максимальных показателей DD (см. табл. 5). Исключения составляют большой подорлик и бородастая неясыть, для которых эта доля составляет 13,32 % и 22,45 % соответственно, и орёл-могильник, орёл-карлик, балобан и дербник, для которых FID наоборот выше на 13–27 % (до 60,6 % у дербника). Таким образом, видов, у которых заметная реакция на прямой фактор беспокойства человеком выше, чем толерантность к изменению местообитаний, не так уж и

много. Поэтому хорошим обоснованием для буферных зон могут стать показатели дистанций от гнёзд до границы зон нарушений, на которых гнёзда бросаются птицами (DD) и продолжают заниматься (DN). Некой минимальной дистанцией, требующейся для сохранения гнездовых участков хищных птиц (не всех 100 %), можно считать дистанцию, основанную на разнице между минимальным расстоянием от жилого гнезда до края зоны нарушения (DN-Lm) и максимальным расстоянием от брошенного гнезда до края зоны нарушения (DD-M) (рис. 8, BZ-S в табл. 5). Максимальная дистанция, определяющая пределы возможной буферной зоны, вокруг гнезда хищной птицы, должна определяться исходя из максимальных значений FID и DD. Оптимально, для сохранения гнездового участка, буферная зона вокруг гнезда хищной птицы должна превышать средние значения как FID, так и DD, а также полученный нами показатель $([DN-Lm+DD-M]/2)$, как минимум в 2 раза. Однако на практике даже это не всегда возможно из-за активного лоббирования природопреобразующими компаниями в государственных природоохранных органах интересов, противоположных эффективной охране природы и хищных птиц.

Несмотря на то, что размеры рекомендованных буферных зон для разных видов

Вид / Species

Методика выделения ОЗУЛ на основе среднего расстояния DD: А – фрагмент плана лесонасаждений с показанием точки-маркера (М) и радиусом (R) в 150 м вокруг неё, В – границы ОЗУЛ (Г) с лесными выделами (1–4), входящими в него. Из: Карякин, Николенько, 2015а.

A method for establishing special protected forest areas based on the average DD: A – a fragment of the forest plan with a point-marker (M) and radius (R) of 150 m around it, B – border of the special protected forest zone (Г) with forest clusters (1–4) included in it. From: Karyakin, Nikolenko, 2015a.

уже 10 лет как опубликованы европейскими коллегами (см. Ruddock, Whitfield, 2007), по факту, закреплённые законодательно буферные зоны в разных странах Европы не соответствуют предложенным параметрам, уступая им в размерах в два и более раз. И это наглядно демонстрируют размеры буферных зон, утверждённые на государственном уровне в разных странах Европы, например, для орлана-белохвоста (Helander, Stjernberg, 2003) или для целого ряда видов хищных птиц в Венгрии (Pongracz, Horvath, 2010).

Государственные органы по охране природы, сохраняя хищных птиц, вступают в конфликт интересов с лесным бизнесом, часто аффилированным с государственными структурами, и, как правило, идут на уступки в ущерб охране хищных птиц. Наблюдается очевидное стремление к минимизации размеров буферных зон вокруг гнёзд хищных птиц для целей лесного хозяйства, как в России, так и в странах Евросоюза. Поэтому на чаше весов всегда лежат с одной стороны научно-обоснованные размеры буферных

зон, оптимальные для сохранения редких видов, с другой – ограничения необоснованно минимизированные лесопромышленным лобби, стремящимся извлечь большее количество прибыли из арендованного леса. В этих условиях необходимо искать компромисс, который, как правило, приводит к уменьшению размеров буферных зон до критических.

Хорошим примером является ситуация с развитием законодательной базы по выделению охраняемых зон вокруг гнёзд редких видов в Алтайском крае. Для работы в крае была разработана методика выделения ОЗУЛ на основе средних показателей DD для таких видов, как беркут, орёл-могильник, большой подорлик, орлан-белохвост, балобан, филин, бородастая неясыть (Карякин, Николенько, 2015а). Согласно этой методике было предложено использовать буферы радиусом 80 и 150 м (в зависимости от вида) вокруг гнёзд, а границы ОЗУЛ проводить по границам выделов, которые хотя бы частично попадали в эти буферы (т.е. выделы не «резались» по радиусу буфера, а ОЗУЛ выделялась по внешним границам выделов, которые накрывались буфером, построенным вокруг точки локализации гнезда). Очевидно, что это недостаточно для гарантированного сохранения гнездовых участков хищных птиц, но, тем не менее, это был компромисс, в результате которого удалось сохранить ряд гнездовых участков хищных птиц в зоне аренды экологически ответственных лесопользователей. В начале 2016 г. буферные зоны радиусом 50, 200 и 300 м для гнёзд размером до 0,4 м, 0,4–1 м и 1 и более м соответственно были закреплены в лесохозяйственных регламентах большинства лесничеств Алтайского края. В буферных зонах вокруг гнёзд видов, не внесённых в Красные книги РФ или Алтайского края, были запрещены сплошные и выборочные чересполосные рубки, но разрешены добровольно-выборочные (Лесохозяйственные регламенты..., 2016). В конце 2016 г. буферные зоны, выделяемые в качестве ОЗУЛ, с запретом любых рубок в радиусе 300 м от гнёзд скопы, змееяда (*Circaetus gallicus*), орла-карлика, большого подорлика, орла-могильника, беркута, балобана, филина, в радиусе 200 м вокруг гнёзд хохлатого осоеда, малого перепелятника, бородастой неясыти и в радиусе 100 м вокруг гнёзд воробьиного сычика (*Glaucidium passerinum*) закрепились в Красной книге Алтайского края (Бах-

тин, Важов, 2016; Важов, Бахтин, 2016а; 2016б; 2016с; 2016д; 2016е; Важов и др., 2016; Ирисова, 2016а; 2016б; Плотников, 2016а; 2016б; 2016с; Рыжков, 2016). Эти закреплённые законодательством параметры всё ещё недостаточны для гарантированного сохранения гнездовых участков таких видов, как скопа, беркут, большой подорлик и филин, согласно параметрам FID и DD, полученных для того же Алтайского края, но это всё равно уже значительный шаг навстречу охране этих видов.

Рекомендации по параметрам ОЗУЛ

ОЗУЛ в российском лесном законодательстве включает в себя традиционное понятие буферной зоны вокруг ключевого элемента биоразнообразия, например гнезда хищной птицы. Как уже отмечалось в начале статьи, каких-либо утверждённых законодательством фиксированных размеров ОЗУЛ в местах обитания редких видов хищных птиц в России не существует, а для обычных видов выделение ОЗУЛ не предусмотрено. В Красной книге России только для беркута и скопы прописан параметр охранных зон (зон покоя) вокруг гнёзд: для беркута – до 500 м (Галушин, 2001), для скопы – 200–300 м, причём с ремаркой «для продуктивного гнездования скопы в условиях повышенного беспокойства» (Ганусевич, 2001). В ряде региональных Красных книг приводится фиксированный радиус буферных зон вокруг гнёзд хищных птиц для целого ряда видов. Имеется несколько градаций размеров таких зон, которые ориентированы преимущественно на статус и/или размерный класс вида (см. например, Бахтин, Важов, 2016 и Важов, Бахтин, 2016б). В разных регионах для одного и того же вида размер буферных зон существенно варьи-

рует: например, для скопы в Алтайском крае минимальный радиус буферной зоны определён в 300 м (Плотников, 2016а), а в Нижегородской области – 500 м (Бакка, 2014а). С одной стороны, это вполне справедливо – закреплённые в Красных книгах параметры буферных зон должны отражать региональную специфику, так как один и тот же вид по-разному реагирует на одни и те же нарушения и фактор беспокойства в разных частях своего ареала, на что влияет множество причин, включая условия размножения и кормодобычи, уровень браконьерства и пр. (см., например, Ferrer et al., 1990; Galeotti et al., 2000). С другой стороны, при отсутствии каких-либо чётко прописанных норм в лесном законодательстве, лесопользователи стараются оспаривать нормы, прописанные в Красных книгах, особенно в региональных, часто сознательно идя на нарушения или лоббируя принятие местных законодательных инициатив, противоречащих природоохранному законодательству (см. пример Архангельской области во Введении).

Для исключения различных спекуляций на тему допустимых дистанций отвода леса в рубку близ гнёзд хищных птиц, необходимы какие-то стабильные параметры буферных зон, закреплённые в лесном законодательстве, которые могли бы применяться лесопользователями, в том числе и на территориях, для которых отсутствуют данные по местоположению гнёзд (при недостаточной исследованности территории).

С целью стандартизации параметров буферных зон (в том числе для целей создания ОЗУЛ), вне зависимости от вида птицы – хозяина гнезда, можно предложить 3 категории размера гнёзд, которые лесопользователи могут обнаружить при плановых осмотрах лесонасаждений и отводе лесосек.

Эти категории уже отражены в ряде лесохозяйственных регламентов лесничеств России, озвучены в ряде методических рекомендаций (Ильина и др., 2009; Марковский, Ильина, 2010; 2014) и учитываются позицией Российской сети изучения и охраны пернатых хищников по вопросу сохранения биоразнообразия на лесных КОТР в ходе лесохозяйственной деятельности (см. стр. 62–67):

- мелкое гнездо – диаметром до 0,4 м – радиус буфера 150 м (BZ1 на рис. 8);
- среднее гнездо – диаметр от 0,4 до 1 м – радиус буфера 300 м (BZ2 на рис. 8);
- крупное гнездо – диаметр 1 м и более – радиус буфера 500 м (BZ3 на рис. 8).

Выборочная рубка на гнездовом участке филина (Алтайский край). Фото Э. Николенко.

Selective felling on the nesting area of the Eagle Owl (Altai Kray). Photo by E. Nikolenko.

При проведении орнитологического обследования и установлении видовой принадлежности гнезда для беркута и большого подорлика, или при установлении гнездования филина, радиус буфера должен быть увеличен до 800 м (BZ4 на рис. 8).

Поскольку документом, определяющим охрану редких видов в регионе, является Красная книга субъекта РФ, в ней обязательно должны быть прописаны параметры выделения буферных зон для каждого вида, с учётом региональной специфики, а также указано, что в буферных зонах запрещены все виды рубок.

Видовые очерки

Скопа (*Pandion haliaetus*)

В различных популяциях скопы спектр реакций на человека достаточно широк, на одних территориях скопа ведёт себя как типичный урбофоб, на других испытывает склонность к синантропизации, гнездясь в зоне застройки на окраинах населённых пунктов и/или на искусственных сооружениях человека (Swenson, 1979; Levenson, Koplin, 1984; Poole, 1989a; Meyburg et al., 1995; Saurola, 1997; Toschik et al., 2006; Schmidt-Rothmund et al., 2014; Bierregaard et al., 2016). В России большинство скоп гнездится в лесной зоне вдали от человеческого жилья и расширения зоны обитания вида за счёт роста толерантных к фактору беспокойства особей в популяциях практически не происходит. Так, например, в окрестностях Дарвинского заповедника, в котором уже более 30 лет сохраняется крупная гнездовая группировка скопы (Бабушкин, Кузнецов, 2013), за восьмилетний период исследований была зафиксирована всего одна попытка

гнездования скоп на гнездовой платформе в 3 км от крупного города (Бабушкин, Кузнецов, 2008). Даже при освоении для гнездования опор высоковольтных ЛЭП (Бакка и др., 2008; Динкевич, 2011; Карякин и др., 2017), скопа дистанцируется от мест с постоянным присутствием людей. Эти наблюдения лишней раз подтверждают озвученное ранее мнение, что реакция скоп на фактор беспокойства и антропогенные нарушения местообитаний, сильно зависит от степени привыкания конкретных индивидуумов (D'Eon, Watt, 1994 из: Naylor, Watt, 2004).

По нашим данным максимальные показатели FID отмечены для птиц вне гнёзд в период насиживания яиц – ($n=29$) $161,21 \pm 99,71$ (40–400 м), в то время как в период выкармливания птенцов они были несколько меньше – ($n=25$) $160,20 \pm 85,52$ (55–350 м) (рис. 9). Минимальная дистанция от гнезда скопы до края зоны нарушений, на которой гнездо осталось жилым, составляет 90 м (единственное обнаруженное нами жилое гнездо в зоне менее 180 м до края выборочной рубки), при средней дистанции DD, на которой гнёзда оказались брошенными – ($n=9$) $173,89 \pm 98,23$ м (рис. 9).

Для 2-х пар, гнездившихся на опорах ЛЭП в Поволжье (Бакка и др., 2008) и в Западном Саяне (Карякин и др., 2017), дистанции вспугивания не отличались от общей массы наблюдений. Птицы, гнездившиеся на ЛЭП в Поволжье, спокойно пропускали туристов, плывущих на байдарках по р. Керженец в 50 м от гнезда, однако покидали гнездо при попытке остановиться и высадиться на берег напротив гнезда. Аналогичным образом выглядела ситуация со скопами, гнездившимися на ЛЭП в Саяне – они не реагировали на автотранспорт,двигающийся по трассе в 100 м от гнезда, но начинали проявлять беспокойство при остановке машины, при этом самец улетал при попытке приблизиться к гнезду на 90 м, а самка покидала гнездо с дистанции 50 м.

Для скопы в Великобритании AD в период кладки определена в среднем 329 м, в период выкармливания птенцов – 325 м

Птенцы скопы (*Pandion haliaetus*) в гнезде.
Фото С. Бакки.

Nestlings of the Osprey (*Pandion haliaetus*) in the nest. Photo by S. Bakka.

Рис. 9. Дистанции испугивания (FID) скопы (*Pandion haliaetus*): FID-A – до птицы на присаде в период насиживания яиц, FID-B – до птицы на присаде в период выкармливания птенцов, FID-AN – до птицы на гнезде в период насиживания яиц, FID-BN – до птицы на гнезде в период выкармливания птенцов; DD – дистанции от гнезда скопы, до края зоны нарушений, на которых гнезда бросаются птицами.

Fig. 9. Flight initiation distances (FID) for the Osprey (*Pandion haliaetus*): FID-A – for a bird on a perch during incubation period, FID-B – for a bird on perch during the nestling-rearing period, FID-AN – for a bird in a nest during incubation period, FID-BN – for a bird in a nest during the nestling-rearing period; DD – distances from abandoned nests of the Osprey to the edge of the disturbances zones.

(медиана во все периоды 225 м), FID – в период кладки составляет в среднем 225 м (медиана 175 м), в период выкармливания птенцов – 221 м (медиана 225 м); 80-процентный интервал для AD – 100–750 м, для FID в период насиживания кладок – 50–750 м, в период выкармливания птенцов – 50–500 м (Ruddock, Whitfield, 2007).

Для Флориды (США) имеется информация о дистанциях испугивания птиц с гнезд в результате стрельбы из огнестрельного орудия – $49,5 \pm 21,8$ м (20–159 м) и при проходе мимо гнезда на моторных лодках и гидроциклах – $57,9 \pm 22,2$ м (30–140 м) (Rodgers, Schwikert, 2002). На основании этих дистанций авторы рекомендовали

150-ти метровую буферную зону вокруг гнёзд скопы, в которой бы исключался любой фактор беспокойства и антропогенные нарушения.

Для Калифорнии (США) отмечена более низкая (но не статистически значимая) продуктивность в 34 гнёздах, которые были подвержены беспокойству со стороны человека, связанному с региональной и государственной автомагистралями, проходящими близ гнёзд, по сравнению с 33 гнёздами скоп, удалёнными от автодорог (Levenson, Koplin, 1984). В исследовании 110 гнёзд скоп в Айдахо в 1978–1980 гг. обнаружено, что в гнёздах, расположенных далее 1,5 км от дорог с регулярным движением, была более высокая продуктивность, чем в гнёздах, устроенных в пределах 1,5 км от дорог (средняя дистанция от гнёзд до зоны нарушений составила 770 м) (Van Daele, Van Daele, 1982). На основании этих данных были предложены буферные зоны для охраны гнёзд скопы радиусом от 400 до 1500 м, в среднем 1000 м (Richardson, Miller, 1997).

Некоторые американские орнитологи указывали на то, что явно недостаточно эмпирических данных о дистанциях, на которых скопы реагируют на различные нарушения, особенно заметен недостаток систематических исследований по ответам скопы на нарушения, связанные с

лесохозяйственными операциями (Poole, 1989b; Ewins, 1997). Тем не менее, это не препятствовало утверждению параметров буферных зон вокруг гнёзд скопы, ограничивающих деятельность человека и лесохозяйственных операций. Ряд рекомендаций по управлению лесохозяйственными мероприятиями в местах обитания скопы в США требовал ограничение любой хозяйственной деятельности в пределах 660 футов (200 м) от активного гнезда скопы, и полный запрет на вырубку деревьев в 200 футах (60 м) от гнёзд скоп (Westall, 1986). В отдалённых районах кемпинги не должны были находиться в пределах 1100 м от занятых гнёзд скоп, а пешеходные тропы – в пределах 300 футов (90 м) от гнездовых деревьев (Levenson, 1979). В ряде штатов, где скопа редка, радиус буферных зон, утверждённых государственными органами, варьирует от 1/4 до 1/2 мили (от 400 до 800 м) (Cline, 1990; Romin, Muck, 2002; Klute, 2008), но, учитывая продолжающееся восстановление численности скопы в США и её синантропизацию, такие размеры буферных зон считаются некоторыми исследователями излишними (Bierregaard et al., 2016).

Рекомендации по буферным зонам для скопы, которые в настоящее время используются в бореальной части Канады, написаны в 1983 г. (Penak, 1983). Эти рекомендации требуют создания буферных зон вокруг каждого активного (занятого) гнезда скопы. Буферные зоны имеют два уровня, для каждого из которых назначены ограничения. Буферная зона – «абсолютная зона» – радиусом 200 м от гнезда запрещает любую лесохозяйственную деятельность в течение всего года; зона в 201–800 м от гнезда запрещает строительство и сплошные рубки в любое время года, но разрешает выборочные рубки и лесопосадки вне сезона размножения – с 15 апреля по 1 сентября (Naylor, Watt, 2004; OMNR, 2010). Рекомендации по буферным зонам для скопы, используемые в настоящее время в лесах на территории Великих озёр и реки Святого Лаврентия, предусматривают двухуровневые буферные зоны вокруг всех гнёзд скопы, которые были заняты в

Гнездо скопы на усохшей сосне на берегу озера (Нижегородская область). Фото И. Карякина.

Nest of the Osprey on the dry pine tree on the shore of the lake (Nizhniy Novgorod region).
Photo by I. Karyakin.

Скопа на гнезде на вершине сосны (Нижегородская область). Фото А. Левашкина.

Osprey on the nest at the top of a pine tree (Nizhny Novgorod region). Photo by A. Levashkin.

течение последних 5 лет: в 150-метровой зоне запрещается любая лесохозяйственная деятельность в течение всего года; в зоне, радиусом от 151 до 300 м от гнезда, запрещены рубки в период размножения (с 1 марта по 31 июля), а вне сезона размножения имеют некоторые ограничения (Naylor, 1994; OMNR, 2010). Стоит отметить, что проведённая в 2001 г. проверка 150 скопичных гнёзд в районе Великих Озёр не выявили негативного влияния рубок, ведущихся за пределами установленных буферных зон, на занятость или продуктивность гнёзд скопы (Naylor et al., 2003).

В Великобритании для скопы предложен размер буферных зон вокруг гнёзд 350–1000 м (Currie, Elliott, 1997) и 500–800 м (Petty, 1998). Для Уральского региона России предлагалось ограничивать хозяйственную деятельность, вплоть до полного её запрета, на гнездовом участке скопы в радиусе от 500 м до 1 км от гнезда, а для гнездовых участков, локализованных в центре какого-либо естественно ограниченного от основного ландшафта биотопа большой протяжённости (островной бор, болото с гривами), было рекомендовано брать под полную охрану весь территориально единый гнездовой биотоп (Карякин, 1998).

В Красной книге России рекомендуемый размер «зон покоя» для скопы – 200–300 м (Ганусевич, 2001), в Красной книге Алтайского края – 300 м (Плотников, 2016а), в Красной книге Нижегородской области – 500 м (Бакка, 2014а).

Согласно нашим исследованиям, обоснованный радиус буферной зоны вокруг гнезда скопы должен быть не менее 220 м (табл. 5), в оптимальном варианте – 440 м, однако для стандартизации размеров буферных зон для видов, внесённых в Красную книгу РФ и имеющих крупные гнёзда (1 м и более), необходимо придерживаться радиуса 500 м.

Орлан-белохвост (*Haliaeetus albicilla*)

Всего 3,5 десятилетия назад В.М. Галушин (1982) отнёс орлана-белохвоста к группе антропофобов, которые нетерпимы к любым формам беспокойства со стороны человека и слабо способны адаптироваться к антропогенным условиям. За эти годы орлан совершил колоссальный «рывок» в освоении нарушенных человеком территорий на большей части Европы – в большинстве европейских стран он либо восстановил свою численность, либо увеличил до показателей, близких к тем, которые были до краха его популяций в середине XX столетия (Hauff, 2003; Helander, 2003; Lipsbergs, Bergmanis, 2003; Mizera, 2003; Stjernberg et al., 2009; Herrmann et al., 2011; Ham, 2017; Probst, Pichler, 2017). Этот процесс не обошёл стороной Украину, Беларусь и Россию, где восстановление численности орлана было отмечено уже в конце 90-х гг. XX столетия (Гаврилюк, 2004; Гаврилюк, Грищенко, 2008; Витер, 2009; Ивановский, 2012; 2017; Гришанов, Лысанский, 2002; Кузнецов, Бабушкин, 2009; Бакка, Киселёва, 2009; Карякин и др., 2009b). В Европейской части России на каскадах Волжских водохранилищ сформировались крупные гнездовые группировки орланов, которые стали служить центрами расселения вида в субоптимальные местообитания (Bekmansurov et al., 2017; Kuznetsov et al., 2017). В процессе расселения по лесостепной зоне орлан стал осваивать для гнездования лесополосы и небольшие колки леса в агроценозах и высоковольтные ЛЭП (Пестов, 2005; Бекмансуров и др., 2012; Белик, 2013; Соколов, 2013). Однако в лесной зоне, даже в Европе, где преследование орлана ниже, чем в России, его привыкание к человеку идёт, по-видимому, медленнее. В частности, в Финляндии в течение трёх десятилетий с 70-х по 90-е годы не было получено серьёзных доказательств привыкания орлана к деятельности человека: средние расстояния до населённых пунктов остались сопоставимыми за три десятилетия (от 0,2 до 2,6 км, в среднем 1,2 км), хотя более близкие дистанции между гнёздами орлана и поселениями человека в 90-е

годы были зарегистрированы, что считается результатом заселения субоптимальных местообитаний в условиях роста численности (Wallgren, 2003).

На фоне достаточно большого количества исследований по статусу и разным аспектам экологии орлана-белохвоста в Европе, практически отсутствуют публикации по реакциям этого вида на нарушения. По крайней мере, мы смогли их найти только в работе М. Руддока и Д. Уитфилда. По результатам анкетирования специалистов этими авторами установлены параметры дистанций беспокойства и вспугивания орланов в Великобритании: AD в течение всего гнездового периода определена в среднем 500 м (медиана 512,5 м), FID – в период кладки составляет в среднем 205 м (медиана 125 м), в период выкармливания птенцов – 233 м (медиана 225 м); 80 % интервал для AD – 150–1000 м, для FID – 50–500 м (Ruddock, Whitfield, 2007).

По нашим данным максимальные показатели FID отмечены для орланов вне гнёзд в период насиживания яиц – ($n=56$) $186,79 \pm 120,96$ (40–500 м), в то время как в период выкармливания птенцов они были несколько меньше – ($n=75$) $180,0 \pm 112,10$ (40–450 м) (рис. 10). Дистанция вспугивания птиц с гнёзд в период кладки составила ($n=72$) $71,60 \pm 45,10$ (15–250 м), в период выкармливания выводков – ($n=89$) $98,93 \pm 69,98$ (10–350 м). Минимальная дистанция от гнезда орлана до края зоны нарушений, на которой гнездо осталось жилым, составляет 105 м (всего обнаружено два жилых гнезда в зоне менее 210 м до края выборочной рубки), при средней дистанции DD, на которой гнёзда оказались брошенными – ($n=23$) $119,74 \pm 85,30$ м, от 25 до 426 м (рис. 10).

Такое ничтожное количество работ по реакциям орлана-белохвоста на различные антропогенные нарушения и беспокойство резко контрастирует с изученностью в этом плане его ближайшего американского собрата – белоголового орлана (*Haliaeetus leucoccephalus*), который может стать подходящей моделью для оценки реакций белохвоста.

По реакциям белоголового орлана на различного рода беспокойство и нарушение местообитаний со стороны человека имеется ряд обзоров, в которых обобщается информация, собранная за более чем полвека (см., например, Fraser, Anthony, 2008) с момента предположения возможности нанесения ущерба орланам со стороны хозяйственной и иной деятельности человека (Cunningham, 1960).

Рядом исследований подтверждена меньшая успешность в гнёздах орлана, находящихся ближе к местам беспокойства со стороны человека, чем в более удалённых. В частности Т.Г. Грабб (Grubb, 1976) обнаружил, что для гнёзд орланов, устроенных в пределах 0,25 миль (400 м) от зоны нарушений местообитаний человеком, успешные гнёзда были максимально дистанцированы от края зоны нарушений (среднее расстояние составило 130 ярдов – 119 м), нежели те, в которых не было потомства. Средняя успешность размножения орланов была ниже на участках, изменённых в ходе рубок леса или иных природопреобразующих видов деятельности человека, чем в ненарушенных местообитаниях (Anthony, Isaacs, 1989). В этом же исследовании было обнаружено, что успешность размножения отрицательно коррелировала с близостью к вырубкам, основным лесозаготовительным дорогам и нерегулярным нарушениям. Тремя тематическими исследованиями показано, что рубки в сезон размножения приводили к тому, что орланы покидали гнездовые участки вдоль Чесапикского залива: рубки леса велись на расстоянии от 91 до 366 м от гнёзд орланов и авторы предложили запретить все рубки в сезон размножения в пределах 400 м от гнёзд (Therres et al., 1993).

В исследованиях бюджета времени белоголового орлана показано, что иссле-

Молодой орлан-белохвост, взлетевший с гнезда (Алтайский край). Фото И. Карякина.

A young White-Tailed Eagle flushing from the nest (Altai Kray). Photo by I. Karyakin.

Рис. 10. Дистанции вспугивания (FID) орлана-белохвоста (*Haliaeetus albicilla*): FID-A – до птицы на присаде в период насиживания яиц, FID-B – до птицы на присаде в период выкармливания птенцов, FID-AN – до птицы на гнезде в период насиживания яиц, FID-BN – до птицы на гнезде в период выкармливания птенцов; DD – дистанции от гнезда орлана, до края зоны нарушений, на которых гнезда бросаются птицами.

Fig. 10. Flight initiation distances (FID) for the White-tailed Eagle (*Haliaeetus albicilla*): FID-A – for a bird on a perch during incubation period, FID-B – for a bird on perch during the nestling-rearing period, FID-AN – for a bird in a nest during incubation period, FID-BN – for a bird in a nest during the nestling-rearing period; DD – distances from abandoned nests of the White-Tailed Eagle to the edge of the disturbances zones.

довательский пресс из полевых лагерей в 100 м от гнезд существенно снижал время нахождения взрослых птиц на гнезде, нежели посещения гнезд из полевых лагерей, устроенных в 500 м от них, что может отрицательно влиять на успех размноже-

ния орланов (Steidl, Anthony, 2000).

В одном из исследований в Северной Каролине анализировались реакции орланов, устроившихся на ночь на присадах, на выстрелы из дробовика и винтовки – исследователь приближался к орланам с

шагом стрельбы в 200 м, птицы покидали присады, когда выстрелы были сделаны на дистанциях 600 и 400 м, но оставались сидеть при выстрелах, произведённых с дистанций 800 м и 1 км (Smith, 1988).

Размножающиеся орланы наиболее сильно реагировали на беспокойство во время добычи пищи и вспугивались с более длинных дистанций с присад, нежели из гнёзд, причём пешеходы вызывали наибольшее беспокойство птиц, затем шли лодки и другие транспортные средства (Grubb, King, 1991). Наибольшее значение имело расстояние до источника беспокойства, причём 64 % реакций регистрировались на дистанциях менее 215 м, 45 % на дистанциях 216–583 м и 24 % – на дистанциях более 583 м. В штате Миннесота орланы вспугивались из гнёзд на дистанциях 57–991 м (в среднем 497 м) пешеходами и наземными транспортными средствами, средняя дистанция вспугивания одиночным пешеходом составила 476 м (Fraser *et al.*, 1985).

Дистанции вспугивания орланов при беспокойстве рыбаками, передвигающимися по берегу реки, в разных исследованиях варьировали в диапазоне от 15 до 300 м: 15–300 м, в среднем 131 м (Stalmaster, Newman, 1978), 191–246 м, в среднем 270 м (Smith, 1988). Дистанции вспугивания птиц мотоботами варьировала от 0 до 540 м: 0–395 м, в среднем 137 м (Smith, 1988), 40–475 м, в среднем 215 м (Buehler *et al.*, 1991), 50–468, в среднем 197 м (McGarigal *et al.*, 1991), 112–540 м, в среднем 393 м (Wallin, Byrd, 1984). Дистанция вспугивания орланов людьми, сплавляющимися на каноэ, составила в среднем 178 м (Knight, Knight, 1984).

Изучение зимующих орланов показало, что дистанция вспугивания и время, затраченное на возвращение орланов назад на точку вспугивания, варьировали в зависимости от источника беспокойства: после вспугивания орланы улетали на расстояние до 710 м, 410 м и 246 м от пешеходов, рыболовных судов и лодок с туристами соответственно. Средние дистанции вспугивания птиц с присад варьировали от 111 м (реакция на каякеров) до 201 м (реакция на рыбака, идущего по берегу) (комбинированная средняя дистанция составила 133 м); дистанции вспугивания кормящихся птиц изменялись от 113 до 293 м (комбинированная средняя дистанция составила 224 м, минимальные дистанции вспугивания также были характерны при беспокойстве птиц людьми, сплавляю-

щимися на каяках, а максимальные – при беспокойстве пешими рыбаками); время возвращения орланов после беспокойства варьировало от 31 до 241 минуты и было минимальным при беспокойстве людьми, проплывавшими мимо на моторных судах, и максимальным при беспокойстве пешеходами (Stalmaster, Kaiser, 1997).

Разные факторы смягчают эффекты нарушения, например высота расположения гнезда. Так, орланы, гнездящиеся на высоте более 47 м, вспугивались пешеходами на меньших дистанциях, по сравнению с птицами, гнёзда которых были расположены на более низких деревьях (Watson, Pierce, 1998 из: Ruddock, Whitfield, 2007). В устье р. Колумбии в 1985–86 гг. средние дистанции вспугивания орланов с присад различной высоты (от 1 до 10 м) изменялись от 146 ± 21 ($n=17$) до 251 ± 24 ($n=17$) и были максимальны для птиц, сидящих на низких присадах; также дистанция вспугивания варьировала в течение дня и была минимальной в 6 утра (153 ± 31 , $n=11$) и максимальной с 6 до 8 утра (224 ± 21 , $n=18$) (McGarigal *et al.*, 1991). Несколько авторов также указали, что белоголовые орланы способны терпеть нарушения местообитаний и беспокойство на более коротких расстояниях, если источник беспокойства или нарушения визуально экранирован стеной леса или даже узкой полосой деревьев (Andrew, Mosher, 1982; Watson, 2004).

В исследовании влияния лесопользования на белоголовых орланов вблизи Питерсбурга на Аляске в 1967–1969 гг. гнёзда, расположенные на окраине вырубок, оставленные вдоль береговой полосы, оказались очень восприимчивыми к ветровалам. За одну зиму 1968–1969 гг. 20 % известных гнёзд, оставленных в ходе рубок, были уничтожены штормом (Cott, 1974). Это исследование легло в основу рекомендаций по ограничению лесопользования в буферных зонах вокруг гнёзд, радиусом 660 футов (206 м), а также с целью сохранения береговой полосы в качестве гнездовых местообитаний. В попытке минимизировать воздействие на гнёзда орлана на федеральных землях в Юго-Восточной Аляске, Лесная служба США и FWS заключили Меморандум о Понимании в 1968 г., который требует устанавливать и поддерживать пятиуровневые буферные зоны вокруг каждого гнездового дерева белоголового орлана и исключать всю хозяйственную деятельность в первом уровне буферной зоны (Johnson, 2008).

Охранные зоны вокруг гнёзд белоголового орлана радиусом от 100 до 1600 м, в которых запрещены рубки и различные нарушения, были рекомендованы для территории США различными исследователями (Mathison et al., 1977, Fraser et al., 1985, Romin, Muck, 2002; Larsen et al., 2004). Размер предлагаемых зон в ряде исследований варьировал в зависимости от типа беспокойства орланов людьми: более 120 м – для пешеходов (Watson, 2004), 543 м – для пешеходов, 450–850 м – для наземного транспорта и 200 м (Grubb, King, 1991), 364 м – для маломерных судов (Rodgers, Schwikert, 2002), 250–300 м (Stalmaster, Newman, 1978; Grier et al., 1983), 400 м (Stalmaster, Kaiser, 1997), 400–800 м (Anthony, Isaacs, 1989; Richardson, Miller, 1997), 500 м (Fraser, 1983) и 500–600 м (Grubb et al., 1992) – для любых типов беспокойства.

При разработке планов управления территориями Службой рыбы и дичи США в 1981 г. было рекомендовано выделение вокруг гнёзд белоголового орлана двухуровневых буферных зон (Larsen et al., 2004):

1. Охранный зона (первичная зона) радиусом не менее 120 м (400 футов) от гнездового дерева, размер и форма которой варьируют в зависимости от условий участка, таких как топография, преобладающие ветры, растительность, а также толерантность орланов к деятельности человека. В районах, где растительность и/или топография не обеспечивают адекватной скрытости гнезда в пределах 120 м (400 футов), должна рассматриваться возможность увеличения размера охранной зоны. В этой зоне сохраняются все деревья и существующая структура леса. Мероприятия, которые значительно изменяют ландшафт или растительность, такие как руб-

ки леса, строительство зданий, дорог или линий электропередачи, добыча полезных ископаемых и применение химических веществ, токсичных для растений или животных, запрещены в этой зоне. В некоторых случаях неразрушающие природу, но шумные мероприятия, которые могут мешать орлам, должны быть отложены до окончания сезона гнездования.

2. Условно-охранная зона (вторичная зона) дополнительно защищает места локализации гнёзд в радиусе от 100 до 240 м (330–800 футов) за пределами охранной зоны. В эту зону должны быть включены альтернативные места расположения гнёзд, присадные деревья и места охоты птиц. В зависимости от растительности, преобладающих ветров, топографии и чувствительности гнездящихся орланов к деятельности человека, эта зона может быть расширена до 800 м (2640 футов) от края охранной зоны. В этой зоне запрещается строительство объектов, создающих шум и беспокойство, таких как шахты, зоны транспортировки и хранения брёвен, точки по дроблению горных пород и нефтедобывающие и нефтеперерабатывающие установки. Также в этой зоне запрещено строительство многоквартирного жилья и многоэтажных зданий, строительство дорог или обустройство троп в пределах видимости с гнезда. Строительные работы (например, дома, дороги и линии электропередачи) и лесохозяйственные мероприятия, которые происходят вне поля зрения с гнезда, разрешены, но должны быть отложены до тех пор, пока молодые орланы не покинут гнездо. Краткосрочное беспокойство, такое как использование существующих дорог, троп и зданий, может происходить в условно-охранной зоне круглый год.

В то же время в исследовании гнездящихся орланов в Пьюджет-Саунд (Вашингтон), было сделано предположение, что буферная зона радиусом 100 м не может обеспечивать долгосрочную жизнеспособность и целостность гнезда (Schirato, Parson, 2006). В исследовании на юго-востоке Аляски обнаружено, что бело-

Белоголовые орланы (*Haliaeetus leucoccephalus*) на гнезде рядом с Космическим центром Кеннеди в США. Фото предоставлено Б. Данбаром из NASA.

BaldEagles (*Haliaeetus leucoccephalus*) on the nest near the Kennedy Space Center (USA).
Photo from B. Dunbar / NASA.

Многолетнее гнездо орлана-белохвоста (Алтайский край). Фото И. Карякина.

A long-standing nest of the White-Tailed Eagle (Altai Kray). Photo by I. Karyakin.

головые орланы, помеченные радиопередатчиками, использовали территорию, площадью около 0,55 км в ширину и 1,25 км вдоль береговой линии, которая оказалась в два раза больше буферной зоны. В результате была высказана необходимость расширения размера буферной зоны вокруг гнёзд орланов, как минимум, для Юго-Восточной Аляски, чтобы обеспечить надлежащую охрану этого вида (Reiser, Ward, 2008).

Современные требования Службы рыбы и дичи США запрещают рубки круглогодично в радиусе 330 футов (100 м) от гнёзд орлана, а также беспокойство и различные лесохозяйственные мероприятия и строительство в гнездовой период в радиусе 660 футов (200 м) от гнёзд (USFWS, 2007). Но некоторые региональные требования определяют больший размер буферных зон, например для Колорадо – до 400 м охранная зона, в которой запрещена любая хозяйственная деятельность, и до 800 м – зона сезонных ограничений, в которой возможна ограниченная хозяйственная деятельность только 2 месяца в августе – сентябре (Klute, 2008).

В Канадской провинции Онтарио Министерство природных ресурсов требует выделение трёхуровневых буферных зон вокруг гнёзд орлана, вне зависимости от за-

нятости этих гнёзд. Самый строгий статус с запретом всех видов рубок круглогодично и беспокойства людьми в гнездовой период (за исключением научных исследований) имеет первый уровень буферной зоны в 100 м от гнёзд, во втором уровне – в 200-х м от гнёзд также запрещена любая хозяйственная деятельность, изменяющая ландшафт, а именно рубки леса, расчистка земель, дорожное строительство, прокладка трубопроводов, гидроэнергетика и любое крупное строительство; третий уровень буферной зоны, радиусом до 400 м от гнёзд имеет меньшие ограничения (запрещены сплошные рубки и строительство, приводящие к значительным изменениям ландшафта, а также беспокойство в гнездовой период), и его размер может быть увеличен до 800 м, если топография местности и растительность позволяют получить прямую видимость от гнёзд до потенциальной зоны деятельности человека на этом расстоянии (Ontario Ministry..., 1987; OMNR, 2010). На примере оз. Эри отмечено, что даже в упадочных местообитаниях, сильно освоенных человеком, численность белоголового орлана может быть высокой, что объясняется исключительно его активной охраной Департаментом природных ресурсов штата Огайо и Министерства природных ресурсов Онтарио благодаря созданию 400-метровых охранных зон вокруг гнёзд (в соседних штатах США буферные зоны меньше, и, как следствие, меньше гнездовая плотность орлана) и их активным контролем силами волонтеров (Bowerman et al., 2005).

Старейшие государственные программы по охране гнёзд хищных птиц в Европе берут начало в Швеции и Финляндии в 1924 и 1926 гг. соответственно. В остальных европейских странах значительная часть государственных инициатив, связанных с созданием защитных зон вокруг гнёзд редких видов хищных птиц, в том числе и орлана-белохвоста, явилась следствием плохого состояния вида в 50–60-х гг. XX столетия и накопленными свидетельствами негативного влияния деятельности человека (Helander, Stjernberg, 2003). В Чехии государственная программа по охране

гнезд стартовала с 1956 г., современные правила запрещают лесохозяйственную деятельность в радиусе 300 м от гнезд, в Эстонии – с 1957 г., современный радиус буфера, в котором запрещены рубки, составляет 100 м на частных землях и 200 м – на государственных. В Польше с 1949 г. введён запрет рубок в радиусе 200 м от гнезд орлана, а в 200–500-метровой зоне рубки запрещены с 1 января по 31 июля. В Германии в 100 м зоне вокруг гнезд орлана запрещены все виды рубок, в 100–300-метровой зоне введены ограничения на лесохозяйственные мероприятия и рекреацию в гнездовой период, в 300–500-метровой зоне введён запрет на строительство инфраструктурных объектов. В Литве 200-метровый радиус зоны вокруг гнезд, в которой запрещены рубки, установлен в 1999 г. В Латвии с 2000 г. запрещены все виды рубок в зоне от 400 до 800 м вокруг гнезд орлана, объявленных памятниками природы (разрешена только транспортировка срубленных деревьев в период с 1 августа по 1 февраля при отсутствии дорог рядом). В Швеции ранее рубки были запрещены в 200-метровой зоне вокруг гнезд орлана, но с ростом численности этого вида правила были пересмотрены в сторону уменьшения зоны запрета рубок до 50 м вокруг гнезд (Helander, Stjernberg, 2003). Аналогичным образом выглядит ситуация в Финляндии, где с 2000 г. радиус зоны вокруг гнезда, в котором запрещена рубка, определяется индивидуально для каждого гнезда. Хотя ранее, на государственных землях для охраны орлана-белохвоста были утверждены трёхуровневые буферные зоны: в 50 м вокруг гнезда запрещены любые виды рубок, в радиусе 500 м от гнезда запрещено беспокойство людьми, но при этом разрешена определённая лесохозяйственная деятельность вне сезона размножения, в 1 км от гнезда запрещено строительство кемпингов и дорог. В основу утверждения вышеприведенных размеров буферных зон легли исследования по удалённости гнезд, относительно нарушенных человеком территорий (Stjernberg, 2003): из 97 гнезд, осмотренных с 1960-х по 1980-е

годы XX столетия, 15 % располагались в ненарушенных участках леса, в которых в радиусе 200 м от гнезд отсутствовали рубки, 17 % были доступны на автотранспорте, 32 % были устроены в пределах 500 м от дорог, а 30 % находились в пределах 500 м от ближайших дач (летних коттеджей).

В Венгрии утверждённая на государственном уровне зона вокруг гнезд орлана, в которой запрещены рубки, составляет 100 м (Helander, Stjernberg, 2003), однако это считается недостаточным и предлагается зона 100–200 м, в которой должны быть запрещены любые долгосрочные нарушения, и зона 200–400 м, в которой ограничивается хозяйственная деятельность с 1 января по 15 июля (Pongracz, Horvath, 2010).

В Великобритании для орлана-белохвоста предложен размер буферных зон вокруг гнезд 900–1100 м (Petty, 1998).

Основываясь на дистанциях от гнезд орлана-белохвоста до нерегулярных источников беспокойства ($n=24$, $0,56 \pm 0,11$ км), М.Н. Гаврилюк (2002; 2004) предложил создание микрозаказников радиусом 500 м вокруг гнезд орланов, в которых запрещается проведение лесохозяйственной деятельности в период с 1 февраля по 31 июля. Эта рекомендация была закреплена в Красной книге Украины (Гаврилюк, 2009). Однако, С.Г. Витер (2015) рекомендует выделять буферную зону вокруг гнезд орлана не менее 700 м, мотивируя это данными о минимальном расстоянии между гнездящимися парами орлана в Украине, средних размерах гнездового участка и средних размерах участка, который находится под особой охраной птиц в гнездовый период и в пределах которого гнездящиеся птицы проявляют особое беспокойство по отношению к человеку (окрикивание, пикирование, сопровождение и пр.). В Беларуси известные гнезда

Молодой орлан-белохвост на гнезде (Республика Татарстан). Фото Р. Бекмансурова.

Young White-Tailed Eagle on the nest (Republic of Tatarstan). Photo by R. Bekmansurov.

орланов берутся под охрану региональными структурами Минприроды, вокруг них устанавливаются охранные зоны радиусом 250 м (Ивановский, Домбровский, 2006а).

В России буферные зоны, выделяемые в качестве ОЗУЛ, с запретом любых рубок в радиусе 300 м от гнёзд орлана-белохвоста, закреплены в Красной книге Алтайского края (Важов, Бахтин, 2016с). В Красной книге Нижегородской области прописано требование создавать охранные зоны радиусом 500 м вокруг гнёзд орлана-белохвоста (Бакка, 2014d). В Красной книге Архангельской области закреплена необходимость строгой охраны гнездовых участков орлана и организация вокруг них охранной зоны радиусом не менее 1 км, где исключаются все виды хозяйственной деятельности, а также обеспечивается полный покой в период гнездования (с марта по август) (Рыкова, 2008).

Согласно нашим исследованиям, обоснованный радиус буферной зоны вокруг гнезда орлана должен быть не менее 155 м (табл. 5), в оптимальном варианте – 310 м, однако для стандартизации размеров буферных зон для видов, внесённых в Красную книгу РФ и имеющих крупные гнёзда (1 м и более), необходимо придерживаться радиуса 500 м.

Беркут (*Aquila chrysaetos*)

Беркут – широко распространённый на большей части территории северного полушария вид (Дементьев, 1954; Watson, 2011). Несмотря на то, что международный статус беркута является благополучным (BirdLife International, 2015), он охраняется на государственном уровне фактически во всех странах Европы, Северной Азии и Северной Америки как редкий вид, численность которого не может быть высокой в силу его био-экологических характеристик (Watson, 1992a; Галушин, 2001; Abuladze, Shergalin, 2002; Kochert, Steenhof, 2002; Березовиков, 2017).

Беркут отнесён к видам, наиболее чувствительным к изменению их местообитаний и даже на многолетних высокопродуктивных гнездовых участках происходит прекращение размножения орлов при строительстве поблизости ветропарков, дорог или каких-либо изменениях в землепользовании (Marquiss et al., 1985; Watson, 1992b; Whitfield et al., 2001; Britten, 2001; Walker et al., 2005; Madders, Whitfield, 2006). Тем не менее, до сих пор нет надёжных критериев, которые могли бы предсказать, как те или иные измене-

ния местообитаний отразятся на занятости гнездовых участков беркутами и их продуктивности (Вуолкер [Walker], 2003). В некоторых популяциях формируются гнездовые группировки, в которых беркуты становятся толерантными к определённой хозяйственной деятельности человека и/или фактору беспокойства. Так, с конца 80-х гг. беркуты стали осваивать для гнездования ЛЭП, устроенные поблизости от дорог в Узбекистане (Митропольский и др., 1987), а с конца 90-х гг. – и в Казахстане (Карякин и др., 2011), однако это относится к орлам нелесной зоны. На большей части своего гнездового ареала в лесной зоне беркут до сих пор остаётся антропофобом, несмотря на аналогичные адаптации к гнездованию на сооружениях человека. В частности, в равнинных лесах севера Уральского региона, в зоне произрастания среднетаёжных сосновых лесов, после их сведения сформировались очаги, где орлы освоили для гнездования геодезические вышки и стали устраивать гнёзда практически исключительно на этих сооружениях человека. В 90-х гг. XX столетия на Верхнекамских болотах из 40 известных гнёзд – 34 находились на вышках и лишь 6 – на деревьях (все на соснах), на тавдинских болотах в Зауралье из 65 гнёзд 63 располагались на вышках и 2 на соснах. Отмечено, что в связи с новой ориентацией в гнездостроении беркутов изменились и сами гнездовые постройки, которые стали в 90 % случаев представлять небольшие кучки прутьев на досчатых платформах вышек. В итоге эти орлы практически утратили способность строить массивные гнёзда, а вышки, построенные в 50-х годах стали гнить и падать в 90-х гг., что вызвало сокращение численности гнездящихся птиц: за 5 лет прекратили своё размножение 6 регулярно контролировавшихся пар (Карякин, 1989), но беркут при этом не стал более толерантным к беспокойству со стороны человека и не начал гнездиться в сохранившихся участках леса вдоль рек, часто посещаемых людьми, и близ населённых пунктов.

Выбор мест гнездования и снижение успешности размножения у шотландских беркутов хорошо коррелируют с доступностью мест их гнездования для человека (например, близость дорог и густота дорожной сети) (Watson, Dennis, 1992). В исследовании в Норвегии расстояния от гнёзд беркутов до домов были обычно более 500 м (минимум 250 м) и, в целом, более 1 км до автодорог (Bergo, 1984). В

Финляндии ближайшие к туристическим центрам и местам массового отдыха людей гнездовые участки беркутов располагались в среднем в 9,9 км, в то время, как ближайшие успешные гнёзда были удалены в среднем на 10,3 км (Kaisanlahti-Jokimäki *et al.*, 2008). Гнездовые участки беркутов в Айдахо (США) были удалены на 203–701 м от ближайших дорог и 934–2675 м от человеческого жилья (Steenhof *et al.*, 1983), причём авторы отслежили, что гнездовые участки, занятые взрослыми птицами, были удалены дальше от дорог и жилья (523 м и 2272 м соответственно), нежели участки, на которых как минимум один из партнёров был полувзрослым (452 м и 1712 м соответственно). Новейшими исследованиями в Айдахо показано, что плотность туристических троп (в км/км²) в пределах 400 м, 1 км и 3 км от 23 гнёзд беркута составила $2,2 \pm 2,4$ (диапазон 0–7,7), $2,2 \pm 1,8$ (диапазон 0,2–8,3) и $2,6 \pm 1,7$ (диапазон 0,7–7,8) км/км², соответственно; средние расстояния от гнёзд до разных объектов туристической инфраструктуры составили: 307 ± 257 м до ближайшей туристической тропы, 386 ± 312 м до ближайшей открытой для посещения в сезон размножения тропы, 2471 ± 1731 м до ближайшего пропускного пункта на тропу, 2314 ± 1554 м до ближайшего кемпинга, 1829 ± 1614 м до ближайшего стенда для стрельбы (Spaul, Heath, 2016). В Уральском регионе из 210 гнёзд беркута одно было устроено в 200 м от хутора, на котором постоянно летом проживала семья, 6 были удалены на 1 км от населённых пунктов, все остальные 203 гнезда располагались в 10 и более км от населённых пунктов (Карякин, 1998).

Доказано, что беспокойство в гнездовой период уменьшало посещаемость взрослыми птицами гнезда и, как следствие, сокращало количество пищи, поставляемой молодым орлам, когда экспериментальные места для кемпингов были расположены на расстоянии 400–800 м от гнёзд беркута (Steidl *et al.*, 1993). Также обнаружено, что занятость гнездовых участков беркутов ниже на территориях с более интенсивным движением внедорожников, чем на территориях с меньшим использованием

туристами на джипах ($\beta = -1,6$, 85 % CI: $-2,8 - -0,8$). На занятых беркутами участках использование троп туристами в начале сезона ($\beta = -1,6$, 85 % CI: $-3,8 - -0,2$) и отдых ($\beta = -3,6$, 85 % CI: $-10,7 - -0,3$) уменьшали вероятность успешной откладки яиц орлами. На территориях, где беркуты откладывали яйца, пики посещения территорий джиперами были связаны с уменьшением выживаемости потомства в гнёздах ($\beta = -0,5$, 85 % CI: $-0,8 - -0,2$). Частые подъезды к гнёздам орлов на автотранспорте, были связаны с уменьшением посещаемости гнёзд взрослыми птицами ($\beta = -11,9$, 85 % CI: $-19,2 - -4,5$), что является также важным показателем благополучного выживания потомства (Spaul, Heath, 2016).

В работах, связанных с отловом беркутов радиоуправляемыми лучками, безопасным для беркутов расстоянием, на котором они не реагировали на исследователей, считалось расстояние в 1–2 км (Marzluff *et al.*, 1997).

Зимующие беркуты чаще (100 % вспугиваний) взлетали при приближении человека (дистанции вспугивания варьировали от 105 до 390 м, составляя в среднем 225 ± 19 м, $n=18$), но не автотранспорта (19 % вспугиваний на дистанциях 14–190 м, в среднем 82 ± 54 , $n=16$) (Holmes *et al.*,

Гнездо беркута с птенцом (Нижегородская область).
Фото А. Левашкина.

Nest of the Golden Eagle with nestling (Nizhny Novgorod region). Photo by A. Levashkin.

Молодой беркут
(*Aquila chrysaetos*) в
гнезде на сосне.
Фото А. Левашкина.

Young Golden Eagle
(*Aquila chrysaetos*) on
the nest on the pine
tree.
Photo by A. Levashkin.

1993). Авторы исследования предположили, что буферная зона 300 м (980 футов) предотвратит вспугивание 90 % орлов. В целом, создание охранных зон на основе 90–95 % дистанции вспугивания, считается во многих исследованиях эффективной стратегией защиты гнездящихся хищников, включая беркутов (см. например, Olendorff, Stoddart, 1974; Suter, Jones, 1981; Mersmann, Fraser, 1990).

По данным исследований, проведенных в США, дистанции вспугивания беркутов с гнезда одним пешеходом или небольшой группой людей составили в период откладки яиц 15–1073 м (медиана 160, $n=16$), в период инкубации яиц – 15–805 м (медиана 100, $n=17$), в период выкармливания птенцов – 15–1609 м (медиана 333, $n=16$); во время работы нескольких человек и машин, создававших шумовой эффект примерно 90 дБ, например, во время бурения или землекопательных работ, беркуты покидали гнезда на дистанциях 250–4023 м (медиана 550, $n=16$) в период строительства гнезда, 250–4023 м (медиана 478, $n=16$) – в период откладки яиц, 150–1609 м (медиана 402, $n=15$) – в период инкубации, 100–1609 м (медиана 383, $n=16$) – в период выкармливания птенцов; движение внедорожников с частотой раз в час вызывало оставление гнезда беркутами на дистанциях 91–5632 м (медиана 457 м, $n=15$) в период строительства гнезда, 91–2414 м (медиана 457 и 402 м, $n=15$) – в период яйцекладки и насиживания соответственно, 50–2414 м (медиана 200 м, $n=15$) – в период выкармливания птенцов; беркуты охотились результативно на крупную добычу на дистанциях 30–3218 м (медиана 400, $n=15$) от большой группы людей с крупноразмерным оборудованием (Suter, Jones, 1981). В исследовании 2013 и 2014 гг. на юго-западе штата Айдахо (США) дистанции вспугивания беркутов варьировали

от 1 до 1300 м вдали от гнезда и от 101 до 1000 м на гнездах, причём большинство случаев вспугивания орлов лежало в диапазоне дистанций 100–700 м – вне гнезда и 100–300 м – на гнезде. Орлы в 60 раз чаще взлетали в ответ на беспокойство туристами, которые останавливали автомашину, выходили из неё и шли в сторону птицы (11 из 17 случаев) и в 4,5 раза чаще в ответ на приближающихся гонщиков на внедорожниках (17 из 121 случаев), чем в ответ на приближение автотранспорта по трассе (7 из 107 случаев). Вспугивание птицы было в 12 раз более вероятным для орлов, встреченных вдали от гнезда (23 из 87 случаев), чем для орлов в гнездах (13 из 183 случаев). Орлы взлетали на больших расстояниях в ответ на беспокойство туристами, покидавшими транспорт (в среднем 620 м), чем в ответ на беспокойство гонщиками на внедорожниках (в среднем 525 м) или автотранспортом на трассе (в среднем 318 м). На протяжении всего сезона размножения отмечалось снижение FID. После вспугивания из гнезда большинство орлов (77 %) провели более 40 мин. вне гнезда, но у некоторых (23 %) это время составляло более 90 мин. (Spaul, Heath, 2017).

В России в северных равнинных районах Уральского региона практически все птицы при беспокойстве их на гнезде незаметно покидали его задолго до появления под ним человека и не появлялись у гнезда до тех пор, пока фактор беспокойства не исчезал. Птицы, покинувшие гнездо, либо прятались в кронах деревьев на дальних дистанциях от гнезда, либо парили на большой высоте вдали от гнезда, так, что от наблюдателя их скрывали кроны деревьев. В то же время в южных районах Урала беркуты были менее запуганы человеком и при его появлении у гнезда обычно парили над ним и иногда даже делали пикеты (Карякин, 1998). Это свидетельствует о разной реакции птиц в разных популяциях на один и тот же тип беспокойства, что зависит как от отношения местного населения к птицам, так и от условий среды обитания.

Наличие существенного разброса показателей при оценке ответа беркутов на беспокойство отмечено и в Великобритании. Расхождение мнений в экспертном опросе о беспокойстве для беркута во время инкубации было больше, чем для любых других видов хищных птиц: 4 респондента озвучили дистанции вспугивания от 10 до 50 м, 1 – до 1500–2000 м;

более трети респондентов (8 человек) считали, что вспугивание во время инкубации обычно не происходит до тех пор, пока наблюдатель не окажется на расстоянии менее 100 м от гнезда, но 4 респондента считали, что вспугивание обычно происходит на расстоянии более 750 м от гнезда. Что касается реакции птицы на беспокойство до момента вспугивания, то оно фактически не регистрируется для беркута и других крупных видов, так как на больших расстояниях его очень трудно, если не невозможно, определить с помощью стандартного полевого оборудования (Ruddock, Whitfield, 2007). В итоге по результатам анкетирования специалистов в Великобритании установлены следующие параметры дистанций беспокойства и вспугивания беркутов: AD в период инкубации определена в среднем 585 м (медиана 400 м, 80 % интервал от 100 до 1500 м), в период выкармливания птенцов – в среднем 539 м (медиана 625 м, 80 % интервал от 150 до 1000 м), FID в период кладки определена в среднем 392 м (медиана 225 м, 80 % интервал от 10 до 1500 м), в период выкармливания птенцов – 447 м (медиана 400 м, 80 % интервал от 100 до 1000 м) (Ruddock, Whitfield, 2007).

По нашим данным максимальные показатели FID отмечены для беркутов вне гнёзд в период выкармливания птенцов (как правило, это период с 1 мая по 10 июля) – ($n=60$) $267,5 \pm 125,48$ (70–600 м, медиана 250 м, мода 200 м), в то время как в период насиживания кладки (март–апрель) они были несколько меньше – ($n=24$) $216,88 \pm 130,67$ (55–500 м, медиана 200 м, мода 200 м) (рис. 11). Дистанция вспугивания птиц с гнёзд в период кладки составила ($n=28$) $84,82 \pm 62,00$ (0–300 м, медиана 70 м, мода 50 м), в период выкармливания выводков – ($n=52$)

$122,02 \pm 86,38$ (10–350 м, медиана 95 м, мода 50 м). Единственная птица на кладке не взлетела с гнезда в предгорьях Алтая. Также известен факт затаивания взрослой птицы на гнезде с пуховым птенцом в Нижегородской области (она покинула гнездо только после того, как наблюдатель поднялся на него по стволу дерева), но он не отражён в нашей выборке, так как получен в ходе работы, целью которой не было получения информации о дистанциях вспугивания птиц.

В настоящем исследовании минимальные дистанции от гнёзд беркута до края зон нарушений, на которых гнёзда остались живыми, составляют 56 и 410 м. В первом случае это была дистанция до строящейся ЛЭП, для чего проведена вырубка леса в 50-метровом коридоре, во втором – выборочная рубка, проведённая весной в том же квартале леса, в котором находилось гнездо, но с противоположной стороны болота). На дистанциях 440–650 м от края зоны нарушений нам больше неизвестны жилые гнёзда беркута (все остальные локализованы далее 650 м от зоны нарушений). Средняя дистанция DD, на которой гнёзда оказались брошенными – ($n=15$) $165,2 \pm 128,84$ м, от 35 до 420 м (рис. 11). При этом на дистанциях от 300 до 420 м до края выборочных рубок достоверно подтверждено оставление беркутами гнёзд (в большинстве случаев выборочные рубки проводились на тех же гривах леса между болотами, на которых были устроены гнёзда орлов).

Несмотря на представленные выше данные, остаётся не совсем ясным предел терпения беркутов к различным нарушениям на участках. Казалось бы, выборочные рубки на дистанциях 300–400 м от гнёзд беркута не должны оказывать существенного влияния на них, но это не так, и, видимо, причина кроется в том, что в зоне исследований взрослые беркуты круглогодично находятся у гнёзд и любое движение техники и людей на гнездовом участке в любой период года воспринимается птицами как угроза, и они оставляют гнёзда. Примеры из других стран лишь поддерживают это мнение. Так, беркуты бросили гнездовой участок в Аризоне, после того, как дорога была построена в 250 м от гнезда орлов и повторного занятия это-

Взрослый беркут. Фото И. Карякина.

Adult Golden Eagle. Photo by I. Karyakin.

Рис. 11. Дистанции вспугивания (FID) беркута (*Aquila chrysaetos*): FID-A – до птицы на присаде в период насиживания яиц, FID-B – до птицы на присаде в период выкармливания птенцов, FID-AN – до птицы на гнезде в период насиживания яиц, FID-BN – до птицы на гнезде в период выкармливания птенцов; DD – дистанции от гнезда беркута, до края зоны нарушений, на которых гнезда бросаются птицами.

Fig. 11. Flight initiation distances (FID) for the Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*): FID-A – for a bird on a perch during incubation period, FID-B – for a bird on perch during the nestling-rearing period, FID-AN – for a bird in a nest during incubation period, FID-BN – for a bird in a nest during the nestling-rearing period; DD – distances from abandoned nests of the Golden Eagle to the edge of the disturbances zones.

го участка в дальнейшем не последовало (Britten, 2001). Исследования в Швеции показали, что буферная зона с запретом рубок, радиусом 50–300 м вокруг гнезд, недостаточна для сохранения беркутов и М. Тьернербергом (Tjernberg, 1986) были рекомендованы буферные зоны радиусом

500 м (Moss, 2011). Однако и эти параметры сочтены недостаточными для шотландских орлов, где видимость с гнезда существенно выше, чем в Швеции (McGrady et al., 2004). Для Великобритании в целом рекомендованный радиус буферных зон для беркута варьирует от 750 до 1500 м

(McGrady et al., 1997; Currie, Elliott, 1997; Petty, 1998; McGrady, Petty, 2005).

Региональные требования Службы рыбы и дичи США для таких нарушений местообитаний беркутов, как строительство, устройство кемпингов, скалолазание и походы, устанавливают защитный буфер радиусом 800 м (Rodrick, Milner, 1991; Romin, Muck, 2002), что согласуется с рекомендациями других исследователей (Call, 1979; Richardson, Miller, 1997). В частности, в Колорадо радиус буферной зоны в которой запрещена хозяйственная деятельность составляет 400 м, а в которой введены сезонные ограничения на беспокойство людьми с 15 декабря по 15 июля – 800 м (Klute, 2008). Ранее рекомендовались буферные зоны до 1,6–3,2 км от гнёзд, запрещающие строительство геотермальных станций и трубопроводов (Jacobson, 1974; Olendorff, Zeedyk, 1978; Suter, Jones, 1981; Richardson, Miller, 1997), но, похоже, они так и остались только на бумаге. Последние исследования в Айдахо, где размер буферных зон для беркута меньше, чем в других штатах, показали, что ограничение рекреационной деятельности в буферной зоне радиусом 650 м и 1000 м от гнёзд могло бы сократить вспугивание беркутов с гнёзд на 77 % и 100 %, соответственно (Spaul, Heath, 2017), поэтому идеально было бы иметь буферные зоны вокруг гнёзд радиусом 1200 м, запрещающие рекреацию в гнездовой период (Spaul, Heath, 2016).

В Финляндии буферная зона вокруг гнёзд беркута устанавливается в радиусе 500–1000 м (Kaisanlahti-Jokimäki et al., 2008), в Австрии – 500 м (Ellmauer, 2005), в Венгрии утверждённая на государственном уровне зона вокруг гнёзд беркута, в которой запрещены рубки, составляет 100 м и зона 100–300 м, в которой ограничивается хозяйственная деятельность с 1 февраля по 15 августа (Pongracz, Horvath, 2010). В Красной книге Украины закреплена необходимость создания микрозаказников радиусом 0,5 км вокруг гнёзд орлов (Домашевский, Годованец, 2009). В Беларуси известные гнёзда беркута взяты под охрану, вокруг них установлены охранные зоны радиусом 250 м (Ивановский, Домбровский, 2006b), однако эффективность этой меры неясна, так как беркут за последние десятилетия фактически выпал из гнездовой фауны Беларуси (Ивановский, 2014). Для Уральского региона России было рекомендовано ограничивать хозяйственную деятельность, вплоть до полного её запре-

та, на гнездовом участке пары беркутов в радиусе от 500 м до 1 км от гнезда, а если гнездовой участок находится в центре какого-либо естественно ограниченного от основного ландшафта биотопа большой протяжённости (скала, островной бор, болото с гривами), было предложено брать под полную охрану весь территориально единый гнездовой биотоп (Карякин, 1998).

В Красной книге России для сохранения основных местообитаний беркута «требуется полное прекращения рубок лесных «островов» и «мысов» среди болот и в долинах крупных рек; необходимо учреждение охранных зон радиусом до 500 м вокруг известных гнездовий, исключающих беспокойство птиц в сезон размножения» (Галушин, 2001). Буферные зоны, выделяемые в качестве ОЗУЛ, с запретом любых рубок в радиусе 300 м от гнёзд беркута закреплены в Красной книге Алтайского края (Важов, Бахтин, 2016b). В Красной книге Нижегородской области прописано требование создавать охранные зоны радиусом 500 м вокруг гнёзд беркута (Бакка, 2014с). В Красной книге Архангельской области закреплена необходимость строгой охраны гнездовых участков беркута и организация вокруг них охранных зон радиусом не менее 1 км, где исключаются все виды лесопользования, а также обеспечивается полный покой в период гнездования (с марта по август) (Рыкова, 2008).

Согласно нашим исследованиям, обоснованный радиус буферной зоны вокруг гнезда беркута должен быть не менее 238 м (табл. 5), в оптимальном варианте – 476 м. Для стандартизации размеров буферных зон для видов, внесённых в Красную книгу РФ и имеющих крупные гнёзда (1 м и более), необходимо придерживаться радиуса 500 м, но при однозначной видовой принадлежности гнезда беркуту, буфер должен быть увеличен до 800 м.

Орёл-могильник (*Aquila hellaca*)

С 1994 по 2016 гг. орёл-могильник имеет статус уязвимого вида (VU) в Красном листе МСОП (BirdLife International, 2017b), но его численность растёт в странах Европы, в Европейской части России и в Казахстане (Карякин и др., 2010; Karyakin et al., 2011; Danko et al., 2011; Demerdzhiev et al., 2011a; 2011b; Horváth et al., 2011), вид вырабатывает толерантность к определённым видам деятельности человека, наращивает численность в агроценозах (Horvath, 2009; Карякин, Паженков, 2010;) и нефтегазодобывающих

Орёл-могильник
(*Aquila heliaca*).
Фото И. Карякина.

Eastern Imperial Eagle
(*Aquila heliaca*).
Photo by I. Karyakin.

районах, уходя от целого комплекса негативных факторов, осваивает для гнездования ЛЭП (Карякин, 2006; 2008b; Карякин, Корепов, 2009; Корепов, 2009; Пшегусов, 2010; Джамирзоев и др., 2013; Бекмансуров, 2015).

В настоящее время большая часть популяции могильника сосредоточена в освоенных человеком районах лесостепной зоны Евразии, что накладывает определённый отпечаток на ответные реакции орла-могильника на беспокойство со стороны человека и нарушения, происходящие на гнездовых участках орлов этого вида. В Венгрии минимальные дистанции от гнёзд орла-могильника до населённых пунктов составляли 700 м, до автотрасс – 100 м, до небольших автодорог с покрытием – 250 м, до ЛЭП 10–35 кВ – 100 м, до ЛЭП 120–750 кВ – 100 м и некоторые гнёзда располагались в лесополосах вдоль железных дорог (0 м); плотность населённых пунктов в занятых орлами квадратах (UTM) составляла $0,018 \pm 0,05$ км/км², в незанятых – $0,071 \pm 0,126$ км/км², плотность автодорог – $0,063 \pm 0,147$ и $0,084 \pm 0,177$ км/км² соответственно, плотность небольших автодорог с покрытием – $0,124 \pm 0,190$ и $0,205 \pm 0,211$ км/км² соответственно, плотность железных дорог – $0,055 \pm 0,129$ и $0,084 \pm 0,186$ км/км² соответственно, плотность ЛЭП 10–35 кВ – $0,219 \pm 0,294$ и $0,427 \pm 0,425$ км/км² соответственно, плотность ЛЭП 120–750 кВ – $0,137 \pm 0,224$ и $0,181 \pm 0,315$ км/км² соответственно и плотность различных инфраструктурных объектов (включая вышеприведённые дороги

и ЛЭП) – $0,197 \pm 0,191$ и $0,380 \pm 0,274$ км/км² соответственно (Horvath, 2009). В исследовании на территории Самарской области дистанции от гнёзд орла-могильника до населённых пунктов варьировали от 0,1 до 5,0 км, составив в среднем ($n=15$) $1,62 \pm 1,53$ км, до ферм – от 0,1 до 5,0 км, в среднем $1,81 \pm 1,52$ км, что соответствует диапазону дистанций для большей части гнёзд орла-могильника на территории Бугульминско-Белебеевской возвышенности в пределах Самарской, Оренбургской областей и республик Татарстан и Башкортостан (Карякин, 2010). В Татарстане гнёзда орлов-могильников, освоивших ЛЭП, были устроены в 200–2900 м от населённых пунктов, 80–1600 м от автотрасс, 250–1500 м от нефтенасосных станций, на которых постоянно работают нефтяники, 80–670 м от нефтекачалок и в целом не отличались по дистанциям до аналогичных объектов от гнёзд на деревьях (Бекмансуров, 2015). В то же время, в предгорьях Алтая в пределах Алтайского края отмечено тяготение орла-могильника на гнездовании к менее населённым людьми районам, так же как у беркута (Важов, 2012).

Испанский орёл-могильник (*Aquila adalberti*), гнездящийся в сходных условиях, показывает аналогичные реакции на фактор беспокойства. Наиболее частая реакция птиц отмечена на охотников и туристов, в то время как другие пешеходы и транспортные средства с меньшей вероятностью вызвали ответ орлов на беспокойство. Могильники также проявляли большее беспокойство на более крупные группы людей, особенно птицы на более открытых и легко видимых гнёздах. Дальность,

Гнездо орла-могильника. Фото Э. Николенко.

Nest of the Eastern Imperial Eagle.
Photo by E. Nikolenko.

Рис. 12. Дистанции вспугивания (FID) орла-могильника (*Aquila heliaca*): FID-A – до птицы на присаде в период насиживания яиц, FID-B – до птицы на присаде в период выкармливания птенцов, FID-AN – до птицы на гнезде в период насиживания яиц, FID-BN – до птицы на гнезде в период выкармливания птенцов; DD – дистанции от гнёзд орла-могильника, до края зоны нарушений, на которых гнёзда бросаются птицами.

Fig. 12. Flight initiation distances (FID) for the Imperial Eagle (*Aquila heliaca*): FID-A – for a bird on a perch during incubation period, FID-B – for a bird on perch during the nestling-rearing period, FID-AN – for a bird in a nest during incubation period, FID-BN – for a bird in a nest during the nestling-rearing period; DD – distances from abandoned nests of the Imperial Eagle to the edge of the disturbances zones.

на которой регистрировалось беспокойство орлов, варьировала от 50 до 580 м, составляя в среднем ($M \pm SE$) 252 ± 115 м, а дистанция вспугивания колебалась от 1 до 1000 м, в среднем 261 ± 191 м (González et al., 2006).

В настоящее время в популяциях мо-

гильника активно идёт процесс адаптации к обитанию вида в условиях нарастающего антропогенного изменения его местообитаний. Там, где большее количество пар, выработало толерантность к определённым типам нарушений со стороны человека, они дали толчок к расселению

Гнездо могильника, брошенное птицами после рубки, проведённой на опушке леса (Республика Алтай). Фото И. Карякина.

The nest of the Eastern Imperial Eagle abandoned by birds after felling at the edge of the forest (Republic of Altai). Photo by I. Karyakin.

орлов в субоптимальные с точки зрения безопасности гнёзд, но богатые кормами местообитания. Как следствие, у пар, занимающих изменённые человеком территории, несколько иные реакции на нарушения, нежели у пар, которые продолжают гнездиться на малоосвоенных территориях.

По нашим данным максимальные показатели FID отмечены для могильников вне гнёзд (на присадах) в период выкармливания птенцов – ($n=133$) $244,21 \pm 116,90$ (30–500 м, медиана и мода – 200 м), в то время как в период насиживания яиц они были несколько меньше – ($n=102$) $203,87 \pm 115,03$ (30–540 м, медиана – 180 м, мода – 300 м) (рис. 12). Дистанция вспугивания птиц с гнёзд в период кладки составила ($n=119$) $111,36 \pm 70,62$ (0–400 м, медиана и мода – 100 м), в период выкармливания выводков – ($n=161$) $224,30 \pm 125,69$ (10–550 м, медиана и мода – 200 м). Минимальная дистанция от гнезда орла-могильника, устроенного на дереве в лесном кластере (здесь не берём в учёт гнёзда в лесополосах и на ЛЭП среди полей) до края зоны нарушений, на которой гнездо осталось жилым, составляет 117 м (всего обнаружено два жилых гнезда в зоне менее 210 м до края выборочной рубки), при средней дистанции DD, на которой гнёзда оказались брошенными – ($n=30$) $77,50 \pm 56,93$ м, от 7 до 207 м (рис. 12).

Для Испании рекомендован минимальный радиус охранной зоны вокруг гнёзд испанского могильника 500 м и 800 м, которые могут предотвращать 95 % и 99 % реакций беспокойства орлов соответственно (González et al., 2006). Эти рекомендации признаны чрезмерными для птиц, осваивающих агроценозы и иные нарушенные человеком территории (Horvath, 2009), но вполне актуальны для малонарушенных территорий. В той же Венгрии размер буферных зон вокруг гнёзд орла-могильника, в которых запрещены любые долгосрочные нарушения, включая рубки, составляет 100–200 м, а в гнездовой период (1 февраля – 15 августа) рекомендован радиус буферных зон 300–600 м или 28,26–113,04 га (Pongracz, Horvath, 2010). С. Витер (2014) для лесов Харьковской области Украины рекомендует также довольно большие буферные зоны вокруг гнёзд орла-могильника – не менее 500 м (оптимум – от 600 до 700 м). Для Уральского региона России предлагались буферные зоны вокруг гнёзд орла-могильника радиусом от 100 м до 1 км исходя из представлений об особенностях биологии конкретных пар, в которых рекомендовался запрет на любое изменение ландшафта (рубки, прокладку трасс, разработку полезных ископаемых и т.д.) с сохранением сложившегося природопользования (Карякин, 1998).

В Красной книге Ростовской области прописана необходимость строгой охраны всех известных гнездовий и запрещение рубок леса вокруг них на площади 5 га (Белик, 2014). Выделение ключевых биотопов с последующим созданием особо защитных участков лесов на опушках ленточных боров, представленных лесными насаждениями естественного происхождения, шириной 100 м от границы леса с открытыми пространствами, а также радиусом 300 м вокруг гнёзд утверждено в качестве меры охраны для орла-могильника в Красной книге Алтайского края (Важов и др., 2016).

Согласно нашим исследованиям, обоснованный радиус буферной зоны вокруг гнезда орла-могильника должен быть не менее 162 м (табл. 5), в оптимальном

варианте – 324 м. Для стандартизации размеров буферных зон для видов, внесенных в Красную книгу РФ и имеющих крупные гнёзда (1 м и более), необходимо придерживаться радиуса 500 м.

Большой подорлик (*Aquila clanga*)

С 1994 по 2016 гг. большой подорлик имеет статус уязвимого вида (VU) в Красном листе МСОП (BirdLife International, 2017a). Основная часть ареала вида сосредоточена в России (Карякин, 2008a). В Европе лишь в Беларуси имеется популяция численностью 120–160 пар (Домбровский, 2013), самый западный край которой заходит в Польшу (Maciagowski, 2012). Поэтому по данному виду фактически отсутствует информация об его ответах на беспокойство и нарушения, так как в основном ареале большого подорлика исследования по этому направлению экологии вида до сих пор не являлись приоритетными.

В Польше, Беларуси и Европейской части России большой подорлик гнездится в лесо-болотных ландшафтах, преимущественно в ольшаниках (Гринченко и др., 2008; Карякин, 2008a; 2008c; Maciagowski et al., 2014; Домбровский, 2013), причём для Беларуси отмечена отрицательная корреляция гнездовой плотности с долей агроценозов в местах обитания ($r=-0,42$, $P<0,01$) и сухих лесов ($r=-0,40$, $P<0,01$) и положительная – с долей болот ($r=0,68$, $P<0,0001$) и заболоченных лесов ($r=0,38$, $P<0,01$) (Dombrowski, 2012). Поэтому в западной части своего гнездового ареала большой подорлик в основном избегает беспокойства, и отчасти нарушений, связанных с рубками, хотя рубки черноольшаников и указываются для него одной

Большой подорлик (*Aquila clanga*) на гнезде (Завьяловский заказник, Алтайский край).
Фото К. Бартошук.

Greater Spotted Eagle (*Aquila clanga*) on the nest
(Zavialovskiy Nature Reserve, Altai Kray).
Photo by K. Batoshuk.

из основных угроз, наряду с разработкой низинных болот, осушением пойм и спрямлением русел заболоченных рек (Ивановский, 2012). Но в Сибири большой подорлик устраивает гнёзда в сухих борах вдоль болот (Карякин, 2008a; 2008d), в связи с чем, рубки являются для него такой же проблемой, как для близкого вида – малого подорлика в Европе (Lohmus, 2005).

По нашим данным максимальные показатели FID отмечены для больших подорликов вне гнёзд в период выкармливания птенцов – ($n=176$) $86,56 \pm 56,26$ (2–200 м, медиана – 80 м, мода – 100 м), в то время как в период насиживания яиц они были несколько меньше – ($n=134$) $82,97 \pm 55,02$ (10–200 м, медиана и мода – 80 м) (рис. 13). Дистанция вспугивания птиц с гнёзд в период кладки составила ($n=165$) $22,31 \pm 40,18$ (0–250 м, медиана и мода – 10 м), в период выкармливания птенцов – ($n=202$) $88,18 \pm 62,24$ (3–400 м, медиана – 85, мода – 100 м). Следует отметить, что 10,3 % птиц на кладках из 165 не взлетели при проходе наблюдателей под гнездом, а 35,76 % взлетели с дистанции менее 10 м (в 16 случаях из 59 гнёзда были устроены

Гнездо большого подорлика, брошенное птицами после проведенной рядом с ним рубки (Алтайский край). Фото И. Карякина.

A nest of the Greater Spotted Eagle abandoned by birds after felling nearby (Altai Kray).
Photo by I. Karyakin.

Рис. 13. Дистанции вспугивания (FID) большого подорлика (*Aquila clanga*): FID-A – до птицы на присаде в период насиживания яиц, FID-B – до птицы на присаде в период выкармливания птенцов, FID-AN – до птицы на гнезде в период насиживания яиц, FID-BN – до птицы на гнезде в период выкармливания птенцов; DD – дистанции от гнёзд большого подорлика, до края зоны нарушений, на которых гнёзда бросаются птицами.

Fig. 13. Flight initiation distances (FID) of the Greater Spotted Eagle (*Aquila clanga*): FID-A – for a bird on a perch during incubation period, FID-B – for a bird on perch during the nestling-rearing period, FID-AN – for a bird in a nest during incubation period, FID-BN – for a bird in a nest during the nestling-rearing period; DD – distances from abandoned nests of the Greater Spotted Eagle to the edge of the disturbances zones.

на соснах, на высоте более 8 м, в остальных случаях на низкостелатных соснах и берёзах на высоте менее 8 м).

Минимальная дистанция от гнезда большого подорлика до края зоны нарушений, на которой гнездо осталось жилым, со-

ставляет 126 м (всего обнаружено 6 жилых гнёзд в зоне менее 650 м до края выборочной рубки), при средней дистанции DD, на которой гнёзда оказались брошенными – ($n=52$) $143,27 \pm 151,44$ м, от 13 до 650 м (рис. 13).

Для близкого вида – малого подорлика (*Aquila pomarina*) в Эстонии в радиусе 100 м от гнёзд полностью запрещены рубки и любая другая экономическая деятельность, направленная на использование природных ресурсов, а также строительство зданий; ремонт существующих каналов и линий связи, проезд по лесу на транспорте и посещение территории людьми (за исключением научных исследований, природоохранного контроля и надзора и спасательных работ) разрешаются только с 1 октября по 29 февраля (Vali, 2003). Тем не менее, это считается недостаточным для сохранения вида и предлагается выделять буферные зоны не в виде круга радиусом 100 м, а по естественным границам за пределами этого круга (см. например, Карякин, Ниженко, 2015а), а в 300-метровой зоне вокруг гнёзд любых рубок рекомендуется избегать с 1 марта по 30 сентября, также не проводить в этой зоне сплошных рубок или, если это необходимо, сплошные рубки должны быть площадью менее 0,2 га (Vali, 2003). В Венгрии размер буферных зон вокруг гнёзд малого подорлика, в которых запрещены любые долгосрочные нарушения, включая рубки, рекомендуется 300 м (28,26 га), а в гнездовой период (15 марта – 31 августа) рекомендован радиус буферных зон 400 м (50,24 га) (Pongracz, Horvath, 2010). Для Украины размер буферных зон вокруг гнёзд малого подорлика, в которых запрещены рубки, рекомендуется в радиусе 400 м (Витер, 2014), при этом в Красной книге Украины для малого и большого подорликов закреплено требование выделения буферных зон в 500-х метрах вокруг гнёзд в качестве микрозаказников (Домашевский, 2009; Домашевский, Стригунов, 2009). В Беларуси вокруг взятых под охрану известных гнёзд малого подорлика в Витебской области выделены охранные зоны радиусом 50–250 м (Домбровский, Ивановский, 2006). В Уральском регионе России были предложены буферные зоны от 100 м до 1 км вокруг гнёзд подорлика, в которых следовало запрещать любое изменение ландшафта (рубки, прокладку трасс, разработку полезных ископаемых и т.д.) (Карякин, 1998).

В Красной книге России декларируется необходимость объявлять памятниками природы гнёзда большого подорлика, расположенные на неохраемых территориях, с установлением вокруг них охранных зон, с полным запретом рубок и

мелиоративных работ, однако размеров охранных зон не приводится (Мищенко, 2001). Необходимость выделения вокруг гнёзд большого подорлика охранных зон радиусом не менее 500 м утверждена в Красной книге Нижегородской области (Бакка, 2014b). Выделение ключевых биотопов с последующим созданием особо защитных участков леса в радиусе не менее 300 м от гнезда с запретом всех видов рубок в любое время года, геологоразведки, разработки полезных ископаемых, строительства и иной хозяйственной и рекреационной деятельности закреплено в Красной книге Алтайского края (Важов, Бахтин, 2016а).

Согласно нашим исследованиям, обоснованный радиус буферной зоны вокруг гнезда большого подорлика должен быть не менее 388 м (табл. 5), в оптимальном варианте – 776 м. Для стандартизации размеров буферных зон для видов, внесённых в Красную книгу РФ и имеющих крупные гнёзда (1 м и более), необходимо придерживаться радиуса 500 м, но при однозначной видовой принадлежности гнезда подорлику, буфер должен быть увеличен до 800 м.

Орёл-карлик (*Hieraetus pennatus*)

Ещё в 80-х XX столетия было признано, что современные методы лесоводства имеют неблагоприятное влияние на орла-карлика в виду его особенностей в выборе мест гнездования (Gensbol, 1986). Во Франции с середины 1980-х годов около 30 % гнездовых участков карликов было брошено птицами по причине беспокойства, сплошных рубок или прореживания определённых участков леса весной, и других видов рубок летом и осенью (Carlson, 1996). В Национальном парке Донана (юго-западная часть Испании) отмечено, что карлики терпят определённое беспокойство со стороны человека, тем не менее, гнездятся, в основном, в районах с более низкой плотностью линий электропередачи и необорудованных дорог (Suarez et al., 2000). В Каталонии дистанции от загородных домов до занятых гнёзд орла-карлика составили в среднем $0,94 \pm 0,31$ км, в то время как до брошенных гнёзд – $0,47 \pm 0,23$ км ($t\text{-value}=3,63$, $p=0,002$), от ближайших населённых пунктов до занятых гнёзд – $4,02 \pm 2,01$ км, до брошенных – $3,19 \pm 2,24$ км ($t\text{-value}=0,90$, $p=0,378$), при этом карлики гнездились достаточно близко к дорогам (Bosch et al., 2005). На востоке Украины карлики для гнездования выбирают наибо-

Рис. 14. Дистанции вспугивания (FID) орла-карлика (*Hieraetus pennatus*): FID-A – до птицы на присаде в период насиживания яиц, FID-B – до птицы на присаде в период выкармливания птенцов, FID-AN – до птицы на гнезде в период насиживания яиц, FID-BN – до птицы на гнезде в период выкармливания птенцов; DD – дистанции от гнёзд орла-карлика, до края зоны нарушений, на которых гнёзда бросаются птицами.

Fig. 14. Flight initiation distances (FID) for the Booted Eagle (*Hieraetus pennatus*): FID-A – for a bird on a perch during incubation period, FID-B – for a bird on perch during the nestling-rearing period, FID-AN – for a bird in a nest during incubation period, FID-BN – for a bird in a nest during the nestling-rearing period; DD – distances from abandoned nests of the Booted Eagle to the edge of the disturbances zones.

лее старые высокоствольные участки леса, которые граничат с обширными степными массивами, открытыми луговинами, полями, заболоченными участками и водоёмами (Мороз, Ветров, 2013). В России в распределении карлика на гнездовании наблюдается устойчивая отрицательная

корреляция с большой степенью фрагментированности лесов ($r=-0,767$; $p<0,001$) и абсолютным доминированием в лесонасаждениях берёзы ($r=-0,657$; $p<0,001$), и устойчивая положительная корреляция распределения гнёзд карлика с речными долинами ($r=0,897$; $p<0,005$), где сохра-

Орёл-карлик
(*Hieraetus pennatus*).
Фото И. Карякина.

Booted Eagle
(*Hieraetus pennatus*).
Photo by I. Karyakin.

нились максимальные площади малонарушенных лесов и, часто, ниже фактор беспокойства (Карякин, 2007).

В зоне наших исследований для целей данной статьи орёл-карлик не является характерным гнездящимся видом, поэтому информации по нему было собрано крайне мало.

Показатели FID для орлов-карликов вне гнёзд в период насиживания яиц составляют в среднем ($n=17$) $126,47 \pm 80,77$ (10–300 м, медиана – 120 м, мода – 50 м), в то время как в период выкармливания птенцов они были несколько меньше – ($n=27$) $121,30 \pm 79,83$ (5–300 м, медиана – 100 м, мода – 50 м) (рис. 14). Дистанция вспугивания птиц с гнёзд в период кладки составила в среднем ($n=24$) $17,46 \pm 22,02$ (0–70 м, медиана – 7 м, мода – 0 м), в период выкармливания птенцов – ($n=35$) $76,54 \pm 91,41$ (1–350 м, медиана – 50, мода – 20 м). На кладках карлики затаиваются и плотно лежат в гнезде, чем напоминают коршунов, однако дистанции вспугивания вне гнёзд больше приближаются к настоящим орлам, нежели к хищникам среднего размерного класса, к которым относится этот вид.

Средняя дистанция DD, на которой гнёзда оказались брошенными – ($n=3$) $50,0 \pm 48,22$ м, от 15 до 105 м (рис. 14). Причём в диапазоне дистанций от 106 до 200 м от края зоны нарушений нам не известно жилых гнёзд орла-карлика, соответственно очень сложно сказать, является ли зона в 200 м критической для этого вида, или возможно успешное гнездование ближе к зоне нарушений.

В Венгрии для сохранения орла-карлика рекомендованы двухуровневые буферные зоны радиусом 300 м в которых в 200-метровой зоне исключаются рубки и в зоне от 200 до 300 м исключается фактор бес-

покойства в период 15 марта по 15 августа (Pongracz, Horvath, 2010). Для Украины рекомендуются буферные зоны вокруг гнёзд карлика, исключая рубки, радиусом не менее 300 м (Витер, 2014).

Красная книга Нижегородской области определяет необходимость выделения охранных зон вокруг гнёзд карлика радиусом не менее 200 м (Бакка, Киселева, 2014). В Красной книге Алтайского края требуется выделение ключевых биотопов с последующим созданием особо защитных участков лесов в радиусе не менее 300 м от гнёзд орла-карлика с запретом любых рубок в любое время года и иной хозяйственной деятельности, способной оказать негативное влияние на гнездящихся птиц и привести к гибели гнезда. Также для этого вида определена необходимость полного запрета беспокойства птиц и нахождения на гнездовом участке людей в период с 1 апреля по 1 августа (Ирисова, 2016b).

Наших данных недостаточно, чтобы предложить обоснованный радиус буферной зоны вокруг гнёзд орла-карлика, но он, определённо, должен быть не менее 200 м, исходя из того, что ближайшие к зоне нарушений жилые гнёзда карлика располагались на дистанциях далее 200 м. Для стандартизации размеров буферных зон для видов, имеющих гнёзда размером от 0,4 до 1 м, необходимо придерживаться радиуса 300 м.

Чёрный коршун (*Milvus migrans*)

Чёрный коршун известный синантроп со склонностью к обитанию в селитебных ландшафтах и среди евразийских видов хищных птиц отличается максимальной толерантностью к человеку и его хозяйственной деятельности, гнездясь даже в крупных городах и зимую на пригородных свалках (Galushin, 1971; Blanco, 1997; Marchant, Higgins, 1993; Giacomo, Guerrieri, 2008; Бахтин, 2013; Kumar et al., 2014; Literak et al., 2017). В Алтайском крае, где был собран основной материал по влиянию рубок леса на занятость гнёзд коршуна, этот вид гнездится даже в однорядных лесополосах (Бахтин, 2016) и среди городской застройки (Бахтин и др., 2010). Тем не менее, основная часть популяции этого вида сосредоточена в эксплуатируемых лесах, преимущественно в борах (Бахтин, 2013), где, впрочем, пространственные предпочтения вида при устройстве гнёзд существенно отличаются от таковых других хищных птиц (Важов, 2012).

Рис. 15. Дистанции вспугивания (FID) чёрного коршуна (*Milvus migrans*): FID-A – до птицы на присаде в период насиживания яиц, FID-B – до птицы на присаде в период выкармливания птенцов, FID-AN – до птицы на гнезде в период насиживания яиц, FID-BN – до птицы на гнезде в период выкармливания птенцов; DD – дистанции от гнёзд коршуна, до края зоны нарушений, на которых гнёзда бросаются птицами.

Fig. 15. Flight initiation distances (FID) for the Black Kite (*Milvus migrans*): FID-A – for a bird on a perch during incubation period, FID-B – for a bird on perch during the nestling-rearing period, FID-AN – for a bird in a nest during incubation period, FID-BN – for a bird in a nest during the nestling-rearing period; DD – distances from abandoned nests of the Black Kite to the edge of the disturbances zones.

При серьёзных адаптациях к гнездованию в освоённом человеком ландшафте коршун не демонстрирует особой толерантности к беспокойству со стороны человека: по нашим данным максимальные показатели FID (для птиц вне гнёзд в период выкармливания птенцов) ($n=470$) $51,99 \pm 30,58$ м (рис. 15) харак-

терны и для других ястребиных среднего размерного класса, минимальная дистанция от гнезда коршуна до края зоны нарушений, на которой гнездо осталось жилым, составляет 64 м, при средней дистанции DD, на которой гнёзда оказались брошенными – ($n=96$) $50,83 \pm 29,12$ м.

Чёрный коршун
(*Milvus migrans*) на
гнезде с птенцами.
Фото Р. Бекмансурова.

Black Kite (*Milvus migrans*) with nestlings on the nest. Photo by R. Bekmansurov.

FID негнездящихся коршунов во Франции определены в 37,91 м (по двум регистрациям) (Møller, Erritzøe, 2010). Надо отметить, что и в России негнездящиеся птицы на ночёвках в лесополосах вдоль полей, на которых идёт уборка урожая, и особенно около свалок выдерживают в среднем аналогичные дистанции при подходе людей.

Для близкого вида – красного коршуна (*Milvus milvus*) в Великобритании AD в период кладки определена в среднем 153 м, в период выкармливания птенцов – 159 м (медиана во все периоды 125 м), FID – в период кладки составляет в среднем 85 м (медиана 30 м), в период выкармливания птенцов – 118 м (медиана 75 м) (для всех случаев 80-процентный интервал – 10–300 м) (Ruddock, Whitfield, 2007). Для этого вида предложен размер буферных зон вокруг гнёзд 300–600 м (Currie, Elliott, 1997) и 400–600 м (Petty, 1998).

В Итальянских Альпах для сохранения чёрного коршуна предлагается запрет рубок в километровой зоне вдоль побережья озёр и в 50 м от скальных обнажений, буферная зона вокруг гнёзд выделяется в радиусе 500 м, в которой запрещается строительство дорог и ограничивается хозяйственная деятельность с 15 марта по 30 июля, а в идеале до 30 августа; при рубках требуется оставлять 500–700 старых деревьев на гектаре леса (Sergio et al., 2003). В Венгрии для чёрного коршуна предлагается буферная зона радиусом 50–100 м с запретом любых продолжительных нарушений и 300 м – с запретом беспокойства в период с 1 марта по 31 июля (Pongracz, Horvath, 2010).

Согласно нашим исследованиям, обоснованный радиус буферной зоны вокруг гнезда коршуна, устроенного в естественном лесонасаждении за пределами зоны застройки, должен быть не менее 90 м

(табл. 5), в оптимальном варианте – 180 м. Для стандартизации размеров буферных зон для видов, имеющих гнёзда размером от 0,4 до 1 м, необходимо придерживаться радиуса 300 м, с определёнными послаблениями в режиме (выборочные рубки и рубки ухода) вне гнездового периода в зоне от 180 до 300 м.

Канюк обыкновенный (*Buteo buteo*)

Обыкновенный канюк – один из самых обычных пернатых хищников Евразии и, вероятно, самая многочисленная в своём размерном классе хищная птица Европы, численность которой оценивается в 814 тыс. – 1,39 млн. пар, что соответствует 1,63–2,77 млн. взрослых птиц (BirdLife International, 2017c). Несмотря на свою обычность, канюк не проявляет тенденций к синантропизации в отличие от коршуна или тетеревики. Даже там, где канюк достаточно толерантен к хозяйственной деятельности человека, он сохраняет активные реакции на беспокойство людьми. Исследования в Дании показали, что за более чем 34-летний период канюки продолжают дистанцироваться на гнездовании далее 40–50 м от дорог, а дистанции вспугивания не коррелируют с близостью гнёзд к дорогам, жилью и объектам инфраструктуры, что не поддерживает гипотезу о том, что канюки более терпимы к людям в нарушенных местообитаниях (Sunde et al., 2009). В предальпийской части Италии на скальногнездящиеся канюки дистанцировались от дорог на $454,9 \pm 54,0$ м, а древесногнездящиеся – на $258,0 \pm 38,4$ м от дорог и $790,2 \pm 98,1$ м от населённых пунктов (Sergio et al., 2015). Практика управления лесами вносит свои коррективы в распределение и численность канюка, что показано на примере Испании, где канюк избегает территорий, с повышенным уровнем беспокойства людьми и нарушением лесных сообществ (Zuberogoitia et al., 2004). В Великобритании, где канюк является одним из самых многочисленных хищников, он, наряду с беркутом и серой неясытью отнесён к очень чувствительным к нарушениям видам и легко бросает гнёзда во время инкубации после вспугивания с кладки, иногда после одного визита (Petty, 1998). В Финляндии канюк вообще включён в Красный лист в качестве уязвимого вида (категория Vulnerable) по причине падения численности в последние годы, и современная практика лесопользования стала не последней причиной этого падения (Mikkola-Roos et al., 2010).

FID для канюков, встреченных в сельской местности, в Чехии составили в среднем ($n=3$) $55,26 \pm 15,07$ м, в Дании – ($n=15$) $60,01 \pm 22,8$ м (Diaz et al., 2013). В другом исследовании в Дании самые пугливые канюки взлетали, как только наблюдатель подходил на 200 м к гнезду с насижива-

ющей кладку птиц, 60 % насиживающих птиц всё ещё находились в гнезде при подходе наблюдателя к нему на 100 м, 40 % – когда наблюдатель находился на расстоянии 50 м и 14 % – при подходе наблюдателя к гнездовому дереву. Таким образом, в ландшафте с относительно высокой плот-

Рис. 16. Дистанции вспугивания (FID) обыкновенного канюка (*Buteo buteo*): FID-A – до птицы на присаде в период насиживания яиц, FID-B – до птицы на присаде в период выкармливания птенцов, FID-AN – до птицы на гнезде в период насиживания яиц, FID-BN – до птицы на гнезде в период выкармливания птенцов; DD – дистанции от гнезда канюка, до края зоны нарушений, на которых гнезда брошены птицами.

Fig. 16. Flight initiation distances (FID) for the Common Buzzard (*Buteo buteo*): FID-A – for a bird on a perch during incubation period, FID-B – for a bird on perch during the nestling-rearing period, FID-AN – for a bird in a nest during incubation period, FID-BN – for a bird in a nest during the nestling-rearing period; DD – distances from abandoned nests of the Common Buzzard to the edge of the disturbances zones.

Канюк обыкновенный (*Buteo buteo*).

Фото И. Карякина.

Common Buzzard (*Buteo buteo*).

Photo by I. Karyakin.

ностью людского населения (134 чел./км^2), 86 % из 213 насиживающих птиц слетали с гнёзд при приближении человека на дистанциях от 0 до 200 м (Sunde et al., 2009). Для негнездящихся канюков в той же Дании FID при беспокойстве пешеходом определены в 22–228 м, в среднем ($n=25$) 95 м (Bijlsma, 2008). Во Франции FID канюков, встреченных в сельской местности, составили в среднем ($n=9$) 54,06 м (Møller, Erritzøe, 2010), в зоне городской застройки в г. Орсе в пригороде Парижа (плотность населения 2037 чел./км^2) средние показатели FID для канюка (10 наблюдений), тетеревятника (4 наблюдения), перепелятника (8 наблюдений), пустельги (7 наблюдений) и чёрного коршуна (1 наблюдение) составили ($M+SE$) $54,08+1,47 \text{ м}$ (Møller, 2012).

По нашим данным показатели FID для канюков вне гнёзд в период насиживания яиц составили в среднем ($n=227$) $35,81\pm24,95$ (2–130 м, медиана – 30 м, мода – 40 м), в период выкармливания птенцов – ($n=203$) $50,73\pm33,94$ (2–160 м, медиана – 45 м, мода – 60 м) (рис. 16). Дистанция вспугивания птиц с гнёзд в период кладки составила ($n=191$) $9,87\pm10,36$ (0–55 м, медиана – 7 м, мода – 2 м), в период выкармливания птенцов – ($n=249$) $29,61\pm18,63$ (0–80 м, медиана – 30 м, мода – 30 м). Не взлетели при проходе наблюдателей под гнездом 5,76 % птиц на кладках из 191, а 51,83 % взлетели с дистанции менее 10 м, с гнёзд с птенцами не взлетели 0,8 % птиц из 249 при проходе под гнездом, а 10,84 % птиц покинули гнёзда с дистанции менее 10 м.

Для близкого вида – королевского канюка (*Buteo regalis*) в Нью-Мехико (США) определена FID в среднем ($M\pm SE$) $486\pm40,4 \text{ м}$ для взрослых канюков на гнёздах в сельских районах и $340\pm30,7 \text{ м}$ – вблизи городов (Keeley, Bechard, 2011). В Монтане средние показатели FID определены в $202,8\pm157,4 \text{ м}$ ($n=87$, медиана – 160, предел 75 % вспугиваний – 280 м, 90 % – 430 м, 95 % – 532 м от гнезда) (Van Horn, 1993), по более ранним исследованиям – 170 м от гнезда ($n=9$) при беспокойстве пешеходом, 95 м ($n=10$) – на мотоцикле, от 75 до 200 м – на машине, причём при подъезде на машине остановка вызывала реакцию вспугивания на большем расстоянии от гнезда (в среднем 140 м), чем без остановок (в среднем 90 м), при транзитных проходах на машине птица покидала кладку в среднем на дистанции 65 м, при прямом подъезде в направлении гнезда – в среднем 144 м (Ensign, 1983). В Айдахо средние показатели FID определены в 100 м (Hansen, 1994). В другом исследовании на юге Айдахо в разные годы в гнёздах королевского канюка с разным количеством птенцов средние значения

Гнездо канюка (Алтайский край). Фото И. Карякина.

Nest of the Common Buzzard (Altai Kray).

Photo by I. Karyakin.

FID варьировали от 31 до 196 м ($n=141$, диапазон 10–400 м) при беспокойстве пешеходом, от 54 до 221 м ($n=132$, диапазон 15–500 м) при беспокойстве на автотранспорте и от 71 до 96 м ($n=59$, диапазон 5–320 м) при стрельбе из огнестрельного оружия; взрослые птицы не покидали гнезда в 60 % случаев, если деятельность исследователей осуществлялась далее 120 м от гнезда и в 90 % – если они были на расстоянии более 250 м от него (White, Thurow, 1985). На зимовке в Колорадо при беспокойстве на автомобиле средние показатели FID составили 195 ± 85 м ($n=16$, диапазон 110–280 м), пешком – 63 ± 9 м ($n=24$, диапазон 13–165 м), причём доля вспугиваний составила 13 и 92 % соответственно (Holmes et al., 1993). На юге Альберты и Саскачевана в Канаде за 3 года исследований были записаны FID для 721 наблюдения канюков в 324 разных гнездах (406 случаев размножения), которые варьировали от 0 м до 950 м от гнезда, составив в среднем 130 м (медиана – 74 м, 95 % всех вспугиваний лежит в диапазоне от 0 до 450 м, в основном от 0 до 150 м): FID у птиц, гнездящихся на деревьях, составила в среднем ($M \pm SE$) $101,3 \pm 4,4$ м ($n=516$), на опорах ЛЭП – $116,2 \pm 23,7$ м ($n=24$), на платформах – $208,9 \pm 16,5$ м ($n=161$), на других субстратах – $77,9 \pm 15,3$ м ($n=26$), причём показатели незначительно изменялись по годам, составив в 2012 г. в среднем $138,2 \pm 7,8$ м ($n=314$), в 2013 г. – $102,5 \pm 5,5$ м ($n=343$), в 2014 г. – $173,6 \pm 20,7$ м ($n=70$) (Nordell, 2016). Автором также отмечено, что подъезд к гнездам канюков на транспортных средствах по грунтовым дорогам повышал вероятность вспугивания птиц больше, чем при движении по магистрали ($1,3 \pm 0,3$), при подходе наблюдателя пешком к гнезду вероятность вспугивания птицы была почти в четыре раза больше ($3,9 \pm 0,8$), чем при движении по дороге, а выход из транспортного средства напротив гнезда приводил к вероятности вспугивания более чем в 5 раз ($5,3 \pm 1,2$) по сравнению с проездом по магистрали. Интересно и то, что вероятность вспугивания увеличивалась примерно на 18 % при каждом последующем посещении гнезда ($1,18 \pm 0,06$).

Для близкого вида – зимняка (*Buteo lagopus*) дистанции вспугивания зимующих птиц в США автотранспортом варьировали от 9 до 170 м, составляя в среднем ($n=62$) 71 ± 8 м, при вспугивании 40 % от общего числа встреченных, при этом пешеходы вспугивали 100 % встреченных птиц

на дистанциях от 55 до 900 м, в среднем ($n=45$) 177 ± 19 м (Holmes et al., 1993).

Для близкого вида – королевского канюка по исследованиям в Айдахо (США) предложен минимальный буфер 250 м вокруг гнезда, достаточный для предотвращения вспугиваний птиц, по крайней мере, в 90 % случаев, причём для сезонов, когда численность жертв канюка высокая и птицы находятся в хорошем физиологическом состоянии, а в случае сезонов с низкой численностью добычи, когда канюки менее терпимы к беспокойству, размер буфера должен быть увеличен (White, Thurow, 1985). Исследование в Нью-Мехико показало, что в сельской местности дистанции в 648 м и в городской местности 480 м предотвращают вспугивание 95 % гнездящихся канюков, на основании чего, чтобы свести к минимуму неблагоприятные последствия деятельности человека на гнездящихся королевских канюков в Нью-Мехико, авторами рекомендован буфер 650 м или несколько больший (Keeley, Bechard, 2011).

В нашем исследовании средняя дистанция от гнезда канюка до края зоны нарушений, на которой гнездо осталось жилым, составляет ($n=6$) $57 \pm 29,24$ м (19–80 м), при средней дистанции DD, на которой гнезда оказались брошенными – ($n=39$) $45,82 \pm 26,16$ м, от 1 до 84 м (рис. 16).

С. Витер (2014) предложил для обыкновенного канюка в Украине буферную зону не менее 200 м, заметив, что более оптимальна охранный околонебесовая зона с радиусом около 300 м.

Согласно нашим исследованиям, обоснованный радиус буферной зоны вокруг гнезда канюка должен быть не менее 52 м (табл. 5), в оптимальном варианте – 104 м. Для стандартизации размеров буферных зон для видов, имеющих гнезда размером от 0,4 до 1 м, необходимо придерживаться радиуса 300 м, с определенными послаблениями в режиме (выборочные рубки и рубки ухода) вне гнездового периода в зоне от 100 до 300 м.

Осоеды обыкновенный и хохлатый (*Pernis apivorus*, *P. ptilorhynchus*)

Два достаточно обычных вида, делящих между собой Евразию фактически на две части по горам Центральной Азии – на западе до Алтая включительно гнездится обыкновенный осоед, на востоке – от Алтая до Дальнего Востока – хохлатый. В Алтае-Саянском регионе оба этих вида смешиваются, однако ширина зоны гибридизации неизвестна. Учитывая динамично растущее

Осоед (*Pernis apivorus*). Фото И. Карякина.Honey Buzzard (*Pernis apivorus*). Photo by I. Karyakin.

ежегодно число регистраций хохлатых осоедов на миграции через Аравийский полуостров (Babbington, Campbell, 2016), можно предполагать достаточно глубокое проникновение хохлатого осоеда на запад по подтаёжной зоне Западной Сибири, откуда птицы и уходят в миграцию в юго-западном направлении. Однако пока это только гипотеза, так как гнездовые находки вида ограничены правобережьем Оби в её верховьях (Кучин, 2004; Рыжков, 2016; RRRCN, 2017).

Численность обыкновенного осоеда в Европе оценивается в 118–171 тыс. размножающихся пар, что соответствует 235–342 тыс. взрослых птиц (BirdLife International, 2016a), однако мировая численность (менее 420 тыс. особей), оцененная также BirdLife International, явно занижена, по причине некорректной оценки площади ареала вида в России. Учитывая 188,9–851,6 тыс. птиц, мигрирующих через Израиль (Yosef, 1995) в основном из Европейской части России и западной части Западной Сибири, можно предполагать верность оценок численности мировой популяции осоеда до 1 млн. особей (Ferguson-Lees et al., 2001). Численность мировой популяции хохлатого осоеда оценивается также до 1 млн. особей (Ferguson-Lees et al., 2001), однако о какой-либо точности оценок говорить не приходится, так как для большей части ареала этого вида, в том числе и в России, до сих пор не существует каких-либо данных учётов гнездящихся птиц.

Для обоих видов среди угроз числится изменение местообитаний в ходе лесохозяйственной деятельности (BirdLife International, 2016a; 2016b), однако фактического материала по влиянию рубок или выбору местообитаний в осваиваемых человеком

лесах не так уж и много (в основном по Европе) и он крайне неоднозначен: одни авторы указывают на тяготение осоеда к старым участкам леса, другие считают, что возраст леса и степень его нарушенности не имеют значения для этого вида (Lohmus, 2005; Santangeli et al., 2012; Gamauf et al., 2013; Björklund et al., 2015). В частности, в Швеции отмечено, что осоеды ($n=30$) выбирали для гнездования участки леса более высокого бонитета ($5,6 \pm 1,6$) и класса возраста ($4,0 \pm 0,9$), нежели в случайной выборке ($n=32$) ($4,1 \pm 1,8$ и $3,2 \pm 1,0$, соответственно) (Amcoff et al., 1994).

Лишь для негнездящихся осоедов в Дании удалось найти опубликованные данные по FID при беспокойстве пешеходом – 22–228 м, в среднем ($n=25$) 95 м (Bijlsma, 2008), что лишний раз свидетельствует о слабой изученности и крайней скрытности вида.

По нашим данным показатели FID для осоедов вне гнёзд в период насиживания яиц составили в среднем ($n=49$) $56,80 \pm 50,67$ (1–200 м, медиана – 40 м, мода – 30 м), в период выкармливания птенцов – ($n=55$) $55,02 \pm 53,68$ (1–200 м, медиана и мода – 30 м) (рис. 17). Дистанция вспугивания птиц с гнёзд в период кладки составила ($n=60$) $8,42 \pm 12,35$ (0–50 м, медиана – 3 м, мода – 0 м), в период выкармливания птенцов – ($n=52$) $50,21 \pm 39,78$ (0–180 м, медиана – 50 м, мода – 30 м). Не взлетели при проходе наблюдателей под гнездом 38,33 % птиц на кладках из 60, а 28,33 % взлетели с дистанции менее 10 м, с гнёзд с птенцами не взлетели 5,77 % птиц из 52 при проходе под гнездом, а 17,31 % птиц покинули гнёзда с дистанции менее 10 м. Средняя дистанция от гнезда осоеда до края зоны нарушений, на которой гнездо осталось жилым, составляет ($n=3$) $83,33 \pm 25,17$ м (60–110 м), при средней дистанции DD, на которой гнёзда оказались брошенными – ($n=15$) $49,93 \pm 36,37$ м, от 1 до 80 м (рис. 17). Таким образом, опасным для осоеда можно считать диапазон дистанций от гнёзд до зоны нарушений – 120 м, причём даже в случае прохождения леса выборочными рубками.

Весьма вероятно, что избегание осоедом леса, прореженного выборочной рубкой, связано с его уходом от хищнического пресса со стороны тетеревины, который регулярно наблюдается в сосно-

Рис. 17. Дистанции вспугивания (FID) обыкновенного осоеда (*Pernis apivorus*): FID-A – до птицы на присаде в период насиживания яиц, FID-B – до птицы на присаде в период выкармливания птенцов, FID-AN – до птицы на гнезде в период насиживания яиц, FID-BN – до птицы на гнезде в период выкармливания птенцов; DD – дистанции от гнезда обыкновенного осоеда, до края зоны нарушений, на которых гнезда бросаются птицами.

Fig. 17. Flight initiation distances (FID) for the Honey Buzzard (*Pernis apivorus*): FID-A – for a bird on a perch during incubation period, FID-B – for a bird on perch during the nestling-rearing period, FID-AN – for a bird in a nest during incubation period, FID-BN – for a bird in a nest during the nestling-rearing period; DD – distances from abandoned nests of the Honey Buzzard to the edge of the disturbances zones.

вых, лиственничных и лиственных лесах, и менее выражен в ненарушенных рубками широколиственных и хвойно-широколиственных лесах, особенно елово-липовых, обеспечивающих большую укрытость гнезд. Похожие наблюдения имеются в Европе (см., например Bijlsma, 2004; Ga-

mauf et al., 2013). Если есть недостаток в участках леса, обладающих хорошими защитными свойствами, это вызывает конкуренцию за доступные места для гнездования среди хищников среднего размерного класса. В этой конкурентной борьбе осоед и канюк, как более слабые и более позд-

Гнездо осоеда с птенцами (Новосибирская область). Фото И. Карякина.

Nest of the Honey Buzzard with nestlings (Novosibirsk region). Photo by I. Karyakin.

но гнездящиеся, проигрывают тетереvятнику (Hakkarainen et al., 2004). Это надо учитывать при планировании охраны гнёзд осоеда в районах совместного обитания с тетереvятником.

Различными авторами в Великобритании были предложены буферные зоны вокруг гнёзд осоеда радиусом 250–600 м (Currie, Elliott, 1997) и 400–500 м (Petty, 1998). В Венгрии для осоеда предлагается буферная зона радиусом 100 м (3,14 га) от гнезда с запретом любых продолжительных нарушений и 200 м (12,56 га) – с запретом беспокойства в период с 15 апреля по 31 августа (Pongracz, Horvath, 2010). В Украине для осоеда предложена буферная зона, исключая рубки, в радиусе не менее 300 м от гнезда (Витер, 2014).

В Красной книге Алтайского края прописано требование выделять в радиусе 200 м вокруг гнёзд хохлатых осоедов ключевые биотопы с последующим утверждением их в качестве особо защитных участков леса с запретом любых рубок, причём как в заказниках, так и вне ООПТ (Рыжков, 2016).

Согласно нашим исследованиям, обоснованный радиус буферной зоны вокруг гнезда осоеда должен быть не менее 90 м (табл. 5), в оптимальном варианте – 180 м. Для стандартизации размеров буферных зон для видов, имеющих гнёзда размером от 0,4 до 1 м, необходимо придерживаться радиуса 300 м, с определёнными послаблениями в режиме (выборочные рубки и рубки ухода) вне гнездового периода в зоне от 180 до 300 м, если иное не установлено в региональных Красных книгах (см., например, Рыжков, 2016). Для территории заказников, в первоочередных целях которых стоит не эксплуатация лесов, а сохранение биоразнообразия, име-

ет смысл ограничивать любые рубки в радиусе 250 м вокруг гнёзд осоедов, так как это улучшит конкурентные позиции этого вида в условиях совместного обитания с тетереvятником.

Ястреб-тетереvятник (*Accipiter gentilis*)

Тетереvятник в настоящее время является достаточно обычным гнездящимся видом лесной и лесостепной зоны Евразии. Его неблагоприятный статус в ряде стран Европы был вызван преследованием со стороны человека в середине XX столетия (Kenward, 2006), однако негативное влияние рубок леса на гнездовых участках тетереvятников на распределение и численность этого вида тоже было отмечено в США, Нидерландах, Дании и ряде других стран (Bijleveld, 1974; Bezzel et al., 1997; Bijlsma, 1999; Drachmann, Nielsen, 2002; Squires, Kennedy, 2006). Для стран Фенноскандии важным фактором, способствовавшим сокращению численности вида, считалось изменение практики лесоводства – переход от выборочных рубок к сплошным (Forsman, Ehrnsten, 1985; Widen, 1997; Saga, Selas, 2012). Хотя в последнее время положительные взаимосвязи между плотностью распределения на гнездовании тетереvятников и площадью старого леса, как во времени (Widen, 1997), так и в пространстве (Selas et al., 2008), соотносят, главным образом, с важностью старого леса для базовых жертв ястреба или его охотничьих возможностей в таком лесу, а не с чувствительностью вида к изменению его гнездовых местообитаний (Widen, 1989; Tornberg, Colpaert, 2001; Greenwald et al., 2005), рубки всё же остаются важным негативным фактором для этого ястреба. При этом до сих пор остаётся неясным влияние фактора беспокойства на тетереvятника, учитывая его скрытность и терпимость к присутствию людей на гнездовых участках.

В Северной Америке и Евразии тетереvятник адаптируется к изменению человеком его местообитаний и при отсутствии его целенаправленного преследования терпим к определённой деятельности человека, наблюдается его вселение в городские местообитания (Карякин, 1998; Друп,

Рис. 18. Дистанции вспугивания (FID) тетереvyтника (*Accipiter gentilis*): FID-A – до птицы на присаде в период насиживания яиц, FID-B – до птицы на присаде в период выкармливания птенцов, FID-AN – до птицы на гнезде в период насиживания яиц, FID-BN – до птицы на гнезде в период выкармливания птенцов; DD – дистанции от гнёзд тетереvyтника, до края зоны нарушений, на которых гнёзда бросаются птицами.

Fig. 18. Flight initiation distances (FID) for the Goshawk (*Accipiter gentilis*): FID-A – for a bird on a perch during incubation period, FID-B – for a bird on perch during the nestling-rearing period, FID-AN – for a bird in a nest during incubation period, FID-BN – for a bird in a nest during the nestling-rearing period; DD – distances from abandoned nests of the Goshawk to the edge of the disturbances zones.

2002; Друп, Ильюх, 2003; Апарова, 2003; Rutz et al., 2006; Храбрый, 2012; Калякин и др., 2014), где продуктивность гнездящихся пар даже выше, чем в сельской местности (Solonen, 2008), а также расселение по лесополосам в степной зоне Украины и юга Европейской части России (Белик,

2003; Мороз, Кондратенко, 2003; Пилипенко, 2003; Рединов, 2003). Городские тетереvyтники на редкость терпимы к человеческой деятельности, используют для охоты антропогенные структуры и строения (Rutz, 2004) и позволяют приближаться к ним на 10 м (Rutz, 2003) или же во-

Гнездо тетереvyтника с птенцами.

Фото А. Левашкина.

Nest of the Goshawk with nestlings.

Photo by A. Levashkin.

обше не покидают гнёзда при проходе под ними людей, и даже если по гнездовому дереву стучать палкой (Апарова, 2003). Но такая толерантность, проявляемая городскими парами, не является обычным явлением в сельской местности, хотя и там похожие случаи наблюдали, но редко (Rutz et al., 2006). К сожалению, процесс адаптации тетереvyтников к человеческой деятельности идёт не везде. В частности в Великобритании тетереvyтник избегает человеческого жилья и автодорог, гнездясь на расстояниях более 200 м от них (Petty 1996). Аналогичным образом выглядит ситуация во многих регионах Сибири.

Для негнездящихся тетереvyтников в Дании FID при беспокойстве пешеходом определены в 102–124 м, в среднем 111 м ($n=3$) (Bijlsma, 2008). В Великобритании по результатам опроса специалистов AD в период кладки определена в среднем 198 м (медиана 125 м, интервал – 10–500 м), в период выкармливания птенцов – 218 м (медиана 175 м, интервал – 50–500 м), FID – в период кладки определена в среднем 103 м (медиана 30 м, интервал – <10–500 м), в период выкармливания птенцов – 137 м (медиана 75 м, интервал – 10–300 м) (Ruddock, Whitfield, 2007). В России в естественных лесных сообществах взрослые тетереvyтники заранее покидают гнездо при приближении наблюдателя на 100–250 м (наблюдения В.М. Галушина, А.В. Кузнецова, М.С. Романова и В.И. Воронцовского на Верхнем Дону, в Дарвинском и Брянском заповедниках и на Звенигородской биостанции в Подмоскowie), но в городских лесопарках поведение тетереvyтника меняется радикально – птицы не покидают гнездо даже при их активном беспокойстве (Апарова, 2003).

По нашим данным (все наблюдения в естественных лесах, без учёта птиц в городских лесах, а также лесополосах в

степных районах Поволжья) показатели FID для тетереvyтников вне гнёзд в период выкармливания птенцов составили в среднем ($n=80$) $38,5 \pm 49,27$ (2–300 м, медиана – 20 м, мода – 10 м), в период насиживания яиц – ($n=68$) $28,99 \pm 36,34$ (3–200 м, медиана – 15 м, мода – 30 м) (рис. 18). Дистанция вспугивания птиц с гнёзд в период кладки составила ($n=80$) $19,94 \pm 23,21$ (0–110 м, медиана – 8 м, мода – 0 м), в период выкармливания птенцов – ($n=106$) $37,87 \pm 35,03$ (0–200 м, медиана – 25 м, мода – 20 м). Не взлетели при проходе наблюдателей под гнездом 15 % птиц на кладках из 80, а 40 % взлетели с дистанции менее 10 м; с гнёзд с птенцами не взлетели 1,89 % птиц из 106 при проходе под гнездом, а 19,81 % птиц покинули гнёзда с дистанции менее 10 м.

Средняя дистанция от гнезда тетереvyтника до края зоны нарушений, на которой гнездо осталось жилым, составляет ($n=6$) $84,33 \pm 23,86$ м (50–105 м), при средней дистанции DD, на которой гнёзда оказались брошенными – ($n=37$) $51,84 \pm 30,65$ м, от 1 до 112 м (рис. 18). Существенной разницы от типа нарушений замечено из-за явной нехватки данных по влиянию сплошных рубок и линейных нарушений. Тетереvyтники бросили гнёзда в 10, 44 и 70 м от края сплошной рубки ($41,33 \pm 30,09$ м), при этом одно гнездо в 58 м от края сплошной рубки, площадью более 1 км², проведённой осенью, оказалось жилым на следующий год после рубки. Аналогичная ситуация наблюдалась с реакцией на линейные объекты (ЛЭП и противопожарные разрывы) – оказались брошенными гнёзда в 35, 38 и 55 м от края нарушения, но жилым было гнездо в 50 м от края противопожарного разрыва (причём когда его рубили, птицы сидели на кладке). Дистанции до края выборочных рубок, на которых гнёзда были

Тетеревятник.
Фото А. Левашкина.
Goshawk.
Photo by A. Levashkin.

брошены птицами, варьировали от 1 до 112 м, составив в среднем $53,74 \pm 32,19$ м, но при этом 4 гнезда оказались жилыми на дистанциях 95–105 метров ($99,5 \pm 4,20$ м).

Различными авторами были предложены буферные зоны вокруг гнёзд тетеревиатника радиусом 250–450 м (Currie, Elliott, 1997), 400 м (Petty, 1996; 1998; Penteriani, Faivre, 2001; Richter, 2005), 400–500 м (Jones, 1979). При этом для лесохозяйственных предприятий Великобритании была предложена возможность сокращения буфера до 300 м спустя 10 дней после вылупления птенцов и до 200 м после их вылета из гнезда, с оговоркой, что уменьшение размера буфера возможно после оценки терпимости конкретных птиц к беспокойству на их участках и статуса тетеревиатника на данной территории (Petty, 1996). Стоит отметить, что лесозаготовительная деятельность в пределах 50–100 м от гнезда тетеревиатника может привести к тому, что птицы бросят его, даже при птенцах в возрасте 20 дней, что отмечено в США (Reynolds et al., 1992; Squires, Reynolds, 1997). С. Витер (2014) предложил для тетеревиатника в Украине буферную зону не менее 200 м.

Согласно нашим исследованиям, обоснованный радиус буферной зоны вокруг гнезда тетеревиатника, устроенного в естественном лесонасаждении, должен быть не менее 81 м (табл. 5), в оптимальном варианте – 162 м. Для стандартизации размеров буферных зон для видов, имеющих гнёзда размером от 0,4 до 1 м, необходимо придерживаться радиуса 300 м, с определёнными послаблениями в режиме (выборочные рубки и рубки ухода) вне гнездового периода в зоне от 160 до 300 м. Однако, эти параметры, возможно, подходят не для всех типов леса. Так как наши основные исследования проведены в

борах и смешанных лесах степной, лесостепной и юга лесной зон, то предложенные параметры для выделения буферных зон вокруг гнёзд тетеревиатника следует с осторожностью применять в средней и северной тайге и горно-таёжных лесах умеренной зоны.

В Норвегии лесозаготовки запрещены в радиусе 50 м вокруг гнёзд тетеревиатника (это приблизительно 0,8 га), при этом не разрешено оставлять выдел с гнездом в виде изолированного участка при сплошной рубке (Saga, Selas, 2012). В рамках исследования в юго-восточной Норвегии, в ходе которого изучалось повторное использование гнёзд тетеревиатниками (на 31 гнездовом участке) после заготовки древесины в 50 м от них, доля гнёзд, использованных во втором или третьем сезоне размножения после рубок (55 %), существенно не отличалась от доли контрольных гнёзд, хотя и была меньше, но было показано, что повторно используемые гнёзда отличались от тех, которые не использовались, тем, что были устроены в больших по площади участках старого леса и в лесах с большей долей ели (*Picea abies*), которая обеспечивает лучшее укрытие гнёзд, чем сосна (*Pinus sylvestris*) и лиственные деревья (Saga, Selas, 2012). Авторы предположили, что более высокая доля гнездовых территорий с регулярно занимаемыми гнёздами, расположенными на елях, связана с тем, что в еловых лесах нет альтернативных мест для гнездования из-за более интенсивных рубок, нежели в других типах леса. Следовательно, толерантность тетеревиатников к лесозаготовкам в еловых лесах может быть переоценена. Чтобы увеличить вероятность повторного использования гнёзд ястребами, авторы рекомендовали сохранять участки старого леса вокруг гнёзд на площади не менее 2 га, что в 2,5 раза больше утверждённых параметров. Тяготение тетеревиатника к гнездованию в более старых участках леса, особенно темнохвойного, либо смешанного леса с более старыми темнохвойными деревьями, отмечена в разных странах Европы (Selas, 1997; Penteriani, 2002; Finn et al., 2002; Lohmus, 2005; Squires, Kennedy, 2006; Tornberg et al., 2006; Selas et al., 2008; Björklund et al., 2015) и в Японии, где ястребы предпочитали устраивать гнёзда на японском кедре (*Cryptomeria japonica*) диаметром более 50 см на уровне груди (Natsukawa et al., 2017). В другом исследовании в Северной

Карелии (Финляндия) не был обнаружен эффект от рубок на занятость гнездовых участков тетереvyтников, если эти рубки происходили на дистанции 100 м и более от гнёзд, но были обнаружены при более близких к гнёздам дистанциях (Santangeli et al., 2012). Терпимость тетереvyтника к рубкам, изменяющим не более чем на 30 % структуру леса на их гнездовых участках, отмечена в центральной Италии и восточной Франции (Penteriani, Faivre, 2001).

Для тетереvyтника, обитающего на большей части лесной зоны, видимо, сохранение даже достаточно больших буферных зон вокруг гнёзд – это полумера, так как вид сильно зависит от изменений, происходящих в плотности распределения видов-жертв, и если их плотность распределения снижается в результате рубок, при отсутствии доступных альтернативных кормов, таких как голуби и врановые, тетереvyтник будет покидать участки, пусть они и не были затронуты рубкой. В частности, Р. Рейнольдс для сохранения тетереvyтника предложил выделять гнездовой участок в размере 8,1–10,2 га, который не рубится и не изолируется в ходе лесопользования от остальной части гнездовой территории. Он также предложил, чтобы у каждой пары тетереvyтников оставались два потенциально активных и два запасных места для устройства гнёзд, не пройденные рубками. Он рекомендовал, чтобы рубка деревьев (включая прореживание) не велась ни на территориях активных гнёзд, ни на запасных территориях, поскольку это может уменьшить их привлекательность в качестве мест гнездования (Reynolds, 1983). Исследование, проведённое ещё в первой половине 80-х гг. в США на плато Кайбаб, что находится к северу от Национального парка Гранд-Каньон, показало, что вне за-

висимости от размеров буферных зон вокруг гнёзд (малые буферы от 1,2 до 2,4 га и большие буферы от 16 до 200 га) после проведения рубок, в ходе которых была выбрана треть деревьев с 80 % выделов в местах гнездования тетереvyтника, занятость гнёзд упала на 80 %, а продуктивность на 94 % (Crocker-Bedford, 1990). На основании своих исследований, автор рекомендовал избегать лесозаготовок на всей гнездовой территории пары тетереvyтников, тем самым увеличивая площадь гнездового буфера с 8,1 га до 1619–2023 га. В 1992 г. были выпущены «Рекомендации по сохранению северного тетереvyтника на юго-западе Соединённых Штатов» (Reynolds et al., 1992), которые были разработаны для сосновых, смешанных хвойных и елово-пихтовых лесов. Эти рекомендации направлены на обеспечение оптимальной среды обитания тетереvyтников в гнездовой период, а также 14-ти его основных видов добычи. Вкратце, этот план рекомендует: 1) отсутствие рубок на трёх участках (гнездовом и двух альтернативных, по 12,1 га каждый) для каждой гнездовой территории; 2) выделение дополнительных участков в пределах каждой гнездовой территории пары для будущего использования тетереvyтниками; 3) ротацию лесозаготовительных работ на территории послегнездового разлёта птенцов (170 га) и на охотничьей территории ястребов (2185 га), всегда сохраняющей минимум 60 % поздне-сукцессионных лесов (класс бонитета 31–46 см, 46–62 см и >62 см); 4) ограничение сезона рубок на гнездовых участках и территории послегнездового разлёта птенцов с октября по февраль; 5) «оголение» в ходе рубок 0,4–1,6 га в зависимости от типа леса; и 6) сохранение резервных деревьев (1,2–2,4 шт./га), купола леса, плотностью (0,8–1,2/га), упавших и/или срубленных стволов деревьев (1,2–2,0 шт./га) и валежа (11,2–13,6 тонн/га) в зависимости от типа леса во всех районах, в которых ведутся рубки.

В недавно опубликованном обзоре американских исследователей было показано, что рубки и размер деревьев вблизи гнёзд тетереvyтника объясняют вариации в занятости гнездовых участков, но не продуктивности пар, и однозначность влияния рубок на те или иные стороны экологии во всех современных исследованиях не очевидна (Rodriguez et al., 2016). Поэтому при планировании охраны тетереvyтника в активно осваиваемых рубками лесах, особенно сосновых (возможно и лиственных) и

Птенцы тетереvyтника
в гнезде (Республика
Татарстан).
Фото Р. Бекмансулова.

Nestlings of the
Goshawk in the nest
(Republic of Tatarstan).
Photo by
R. Bekmansurov.

лиственных, где вид более уязвим к изменению структуры леса на гнездовых участках, следует продумывать более сложную систему управления лесопользованием, опираясь на рекомендации Р. Рейнольдса с соавторами (Reynolds et al., 1992; Youtz et al., 2008).

Ястребы-перепелятники обыкновенный и малый (*Accipiter nisus*, *A. gularis*)

Ястреб-перепелятник – обычный вид, населяющий всю лесную зону Евразии, в России в основном мигрант, но на большей части Европы обитает круглогодично (Newton, 1986), в ряде городов Европы гнездится с высокой плотностью, например, в Праге городские перепелятники гнездились даже с более высокой плотностью, чем в окружающих лесах, в среднем 1 пара / 600 га, локально до 1 пары / 150–210 га / (Peške, 1987, 1999).

Малый перепелятник, в отличие от обыкновенного, гнездится на куда более скромной по площади территории, ограниченной югом Восточной Сибири и Дальнего Востока, северо-востоком Китая, Корейским полуостровом и Японией, обычен лишь в хвойно-широколиственных лесах восточной части своего гнездового ареала (на запад до бассейна Амура) (Brazil, 2009).

Несмотря на обычность обыкновенного перепелятника и многочисленность исследований по этому виду в Европе, работ, направленных на ответ вида на беспокойство и нарушения на гнездовых участках крайне мало, а по малому перепелятнику таких исследований нам и вовсе не удалось обнаружить.

Для негнездящихся перепелятников в Дании FID при беспокойстве пешеходом определены в 35–134 м, в среднем 75 м ($n=14$) (Bijlsma, 2008). Во Франции FID перепелятников, встреченных в сельской местности, составили в среднем ($n=2$) 10 м (Møller, Erritzøe, 2010), в зоне городской застройки в г. Орсе в пригороде Парижа средние показатели FID для перепелятника наряду с другими городскими хищниками составили в среднем ($M+SE$) 54,08±1,47 м (Møller, 2012). В Чехии показатели FID перепелятников варьировали от 0 до 80 м (Mikula, 2014; Kunca, Yosef, 2016). В исследовании, проведенном в Праге (19 гнездовых участков) и в северной Чехии (17 гнездовых участков), направленном на сравнение ответов перепелятников, гнездящихся в городе и сельской местности, на беспокойство людьми, показано, что нежелание покидать гнездо и агрессивное по-

ведение, было более частым в городских районах (84,6 %), чем в сельских районах (15,4 %), что коррелирует с дистанциями от гнезд перепелятника до дорог и троп, которое составило в среднем 65,0±59,94 м в сельской местности и 33,6±29,95 м в городской местности. Была обнаружена тенденция к влиянию стадии размножения на поведение самок «пугливое» ($\chi^2=4,80$, $Df=1$, $P=0,02$) и «агрессивное» ($\chi^2=4,24$, $Df=1$, $P=0,03$). Самки более охотно покидали гнездо (ответ первого типа) во время инкубации яиц (65,0 %), чем при выводке (35,0 %). Самки отказывались оставлять птенцов чаще, чем кладки (57,7 % против 42,3 % соответственно) (Kunca, Yosef, 2016). В этом исследовании AD варьировали от 2 до 200 м, составив в среднем ($n=72$) 48,42±48,21 м, FID – от 0 до 80 м, в среднем 11,03±17,36 м: в период кладки ($n=36$) 0–80, в среднем 12,89±19,75 м, в период выкармливания выводков ($n=36$) 0–50, в среднем 9,17±14,63 м (Kunca, Yosef, 2016: Data S1).

По результатам исследований в Чехии было установлено, что самки перепелятника, размножающиеся в городской среде, проявляют большую степень агрессии, чем самки, гнездящиеся в сельских районах (Kunca, Yosef, 2016). Не совсем ясно, является ли это снижение агрессии результатом преследования более агрессивных и менее осторожных птиц людьми, или же наоборот – повышенная агрессивность «город-

Перепелятник (*Accipiter nisus*). Фото И. Карякина.
Sparrowhawk (*Accipiter nisus*). Photo by I. Karyakin.

Рис. 19. Дистанции вспугивания (FID) перепелятника (*Accipiter nisus*): FID-A – до птицы на присаде в период насиживания яиц, FID-B – до птицы на присаде в период выкармливания птенцов, FID-AN – до птицы на гнезде в период насиживания яиц, FID-BN – до птицы на гнезде в период выкармливания птенцов; DD – дистанции от гнёзд перепелятника, до края зоны нарушений, на которых гнёзда бросаются птицами.

Fig. 19. Flight initiation distances (FID) for the Sparrowhawk (*Accipiter nisus*): FID-A – for a bird on a perch during incubation period, FID-B – for a bird on perch during the nestling-rearing period, FID-AN – for a bird in a nest during incubation period, FID-BN – for a bird in a nest during the nestling-rearing period; DD – distances from abandoned nests of the Sparrowhawk to the edge of the disturbances zones.

ских» ястребов является следствием более частого беспокойства их людьми. Так или иначе, похоже, что, несмотря на то, что перепелятники адаптировались к жизни в городской среде, они не адаптировались к беспокойству со стороны человека и не потеряли своих защитных механизмов. Ре-

зультаты исследований в Праге свидетельствуют о том, что городские пары ястребов постоянно испытывают более высокий уровень стресса, чем те, которые гнездятся в сельских районах (Kunca, Yosef, 2016).

В России перепелятник также гнездится в городах, хотя его освоение городских

лесопарков, а тем более парков, идёт с меньшими темпами, нежели в Европе (Рахимов, 2001; Мельников, 2003; Москвичев и др., 2011; Самойлов, Морозова, 2011; Храбрый, 2012). Тем не менее, даже здесь замечено, что в городской среде самки на гнёздах ведут себя более агрессивно и при беспокойстве людьми с меньшей охотой покидают гнёзда, нежели в лесах, удалённых от городов (Жимулёв и др., 2008).

По нашим данным (все в естественных лесах, без учёта птиц в городских лесах) показатели FID для перепелятников вне гнёзд в период выкармливания птенцов составили в среднем ($n=69$) $29,06 \pm 35,52$ (1–160 м, медиана – 20 м, мода – 30 м), в период насиживания яиц – ($n=57$) $27,37 \pm 32,99$ (1–150 м, медиана – 15 м, мода – 30 м) (рис. 19). Дистанция вспугивания птиц с гнёзд в период кладки составила ($n=78$) $10,76 \pm 14,04$ (0–80 м, медиана – 5 м, мода – 0 м), в период выкармливания птенцов – ($n=106$) $34,55 \pm 27,47$ (0–150 м, медиана – 30 м, мода – 50 м). Не взлетели при проходе наблюдателей под гнездом 15,38 % птиц на кладках из 78, а 46,15 % взлетели с дистанции менее 10 м, с гнёзд с птенцами не взлетели 1,89 % птиц из 106 при проходе под гнездом, а 18,87 % птиц покинули гнёзда с дистанции менее 10 м. Несмотря на меньший размерный класс, реакции перепелятника на беспокойство людьми были аналогичны таковым тетеревику, что, возможно, указывает на то, что оба вида на территориях наших исследований испытывают более или менее одинаковый пресс со стороны человека, в противоположность Европе, где перепелятник более терпим к беспокойству (см., например Kuncsa, Yosef, 2016).

Средняя дистанция от гнезда перепелятника до края зоны нарушений, на которой гнездо осталось жилым, составляет ($n=4$) $54,25 \pm 3,50$ м (50–58 м), при средней дис-

танции DD, на которой гнёзда оказались брошенными – ($n=12$) $21,0 \pm 19,34$ м, от 1 до 60 м (рис. 19).

В Великобритании предложены буферные зоны вокруг гнёзд перепелятника радиусом 80–125 м (Petty, 1998). С. Витер (2014) предложил для перепелятника в Украине буферную зону не менее 200 м.

Для малого перепелятника в Красной книге Алтайского края прописано требование в случае обнаружения гнездовых участков вида на территории заказников выделять ключевые биотопы с последующим созданием особо защитных участков леса с полным прекращением в них любых видов деятельности, ведущих к гибели гнезда (оставлению его птицами) или разрушению среды обитания (любых рубок леса; работ, связанных с разведкой и добычей полезных ископаемых; пребывания людей, ведущего к беспокойству птиц). Вокруг гнёзд вне территорий ООПТ также должны выделяться буферные зоны радиусом 200 м от гнезда с исключением на них любых рубок в любое время года и всех видов деятельности, ведущих к прекращению существования гнездового участка (Ирисова, 2016а).

Согласно нашим исследованиям, обоснованный радиус буферной зоны вокруг гнёзд перепелятников обоих видов, устроенных в естественных лесонасаждениях за пределами городских лесов, должен быть не менее 55 м (табл. 5), в оптимальном варианте – 110 м. Для стандартизации размеров буферных зон для видов, имеющих гнёзда размером до 0,4 м, необходимо придерживаться радиуса 150 м, с определёнными послаблениями в режиме (выборочные рубки и рубки ухода) вне гнездового периода в зоне от 110 до 150 м, если иное не установлено в региональных Красных книгах (см., например, Ирисова, 2016а).

Балобан (*Falco cherrug*)

Балобан – один из наиболее угрожаемых крупных соколов Евразии, стремительно сокративший свою численность в последние десятилетия, в основном по причине нелегального лова для нужд соколиной охоты и гибели на ЛЭП (Ковач и др., 2014). В лесостепной зоне России и Северного Казахстана от Подмосковья до Даурии балобан гнезился на деревьях в постройках других хищных птиц и ворона (*Corvus corax*) и, как следствие, страдал от лесозаготовок. В настоящее время в России фактически все древесногнездящиеся популяции балобана находятся на грани исчезновения, отдельные пары с этим сте-

Птенцы перепелятника в гнезде (Республика Алтай). Фото И. Карякина.

Nestlings of the Sparrowhawk in the nest (Republic of Altai). Photo by I. Karyakin.

Балобаны
(*Falco cherrug*).
Фото И. Карякина.

Saker Falcons
(*Falco cherrug*).
Photo by I. Karyakin.

реотипом продолжают размножаться в Тобольских и Алтайских борах, в котловинах Алтае-Саянского региона, в Байкальском регионе и Даурии (Карякин и др., 2015b), поэтому лесозаготовки в зоне гнездования этого вида являются серьёзной угрозой выживания соколов, как в части разрушения местообитаний и элиминации гнездового фонда, так и в части беспокойства во время лесохозяйственных мероприятий.

К сожалению, крайне сложно отследить непосредственное влияние рубок леса на занятость гнёзд балобана, так как соколы регулярно их меняют даже в условиях минимального преследования со стороны человека. Поэтому в нашем анализе представлены только те гнёзда, которые попали в зону рубок в гнездовой период, когда можно было однозначно идентифицировать их занятость до момента проведения рубки – т.е. брошенные гнёзда идентифицированы по погибшим кладкам и выводкам. Средняя дистанция от гнезда балобана до края зоны нарушений, на которой гнездо оказалось брошенным соколами, составляет в среднем ($n=6$) $47,83 \pm 22,60$ м, от 12 до 82 м (рис. 20). В зоне до 100 м от края рубки было обнаружено единственное жилое гнездо с птенцами – оно находилось в 80 м от края выборочной рубки, которая велась, когда в гнезде находились птенцы в возрасте 20–25 дней. Далее 100 м от рубки в пределах километровой зоны было обнаружено 4 жилых гнезда.

Публикаций с описанием реакций балобанов на беспокойство со стороны человека, выражающихся в дистанциях беспокойства или вспугивания, нам найти не удалось.

По нашим данным показатели FID для древесногнездящихся балобанов вне гнёзд в период выкармливания птенцов составили в среднем ($n=33$) $112,42 \pm 72,06$ (5–280 м), в период насиживания яиц – ($n=30$) $109,33 \pm 66,28$ (10–300 м), медиана – 100 м, мода – 80 м для обоих периодов (рис. 20). Дистанция вспугивания птиц с гнёзд в период кладки составила ($n=44$) $20,41 \pm 18,48$ (0–70 м, медиана и мода – 20 м), в период выкармливания птенцов – ($n=49$) $47,37 \pm 37,74$ (0–180 м, медиана – 40 м, мода – 60 м). Не взлетели при проходе наблюдателей под гнездом 15,91 % птиц на кладках из 44, а 13,64 % взлетели с дистанции менее 10 м; с гнёзд с птенцами не взлетели 4,08 % птиц из 49 при проходе под гнездом, а 10,2 % птиц покинули гнёзда с дистанции менее 10 м. При приближении к гнёздам на автомобиле дистанции вспугивания были короче в 2 раза в оба периода, а доля птиц, не покидавших гнёзда на дистанции 10–50 м от гнездового дерева, увеличилась в 3 раза. FID балобанов, гнездящихся на ЛЭП и скалах для целей данной работы мы не анализировали.

Для близкого вида – мексиканского сокола (*Falco mexicanus*) в Монтане средние показатели FID определены в $79,0 \pm 58,7$ м ($n=86$, медиана – 63, предел 75 % вспугиваний – 90 м, 90 % – 150 м, 95 % – 200 м от гнезда) (Van Horn, 1993). Для негнездящихся птиц FID при движении на автомобиле составила в среднем ($M \pm SE$) 85 ± 11 м ($n=27$, диапазон – 18–200 м), при движении пешком – 92 ± 8 м ($n=33$, диапазон – 24–185 м), доля вспугиваемых птиц составила 78 % и 91 % соответственно (Holmes et al., 1993). Для негнездящихся сапсанов в Дании FID при беспокойстве пешеходом определены в 135–272 м, в среднем 208 м ($n=3$) (Bijlsma, 2008). В Великобритании по результатам опроса специалистов для гнездящихся сапсанов AD в период кладки определена в среднем 306 м (медиана 225 м, 80-процентный интервал – 10–750 м), в период выкармливания птенцов – 354 м (медиана 312,5 м, 80-процентный интервал – 150–750 м), FID – в период кладки определена в среднем 199 м (медиана 125 м, 80-процентный интервал – 10–500 м), в период выкармливания птенцов – 281 м (медиана 225 м, 80-процентный интервал – 50–500 м) (Ruddock, Whitfield, 2007).

В Венгрии для балобана предлагается буферная зона радиусом 50–100 м (0,8–3,14 га) с запретом любых продолжительных нарушений и 200–400 м (12,56–50,24 га) – с запретом беспокой-

Рис. 20. Дистанции вспугивания (FID) балобана (*Falco cherrug*): FID-A – до птицы на присаде в период насиживания яиц, FID-B – до птицы на присаде в период выкармливания птенцов, FID-AN – до птицы на гнезде в период насиживания яиц, FID-BN – до птицы на гнезде в период выкармливания птенцов; DD – дистанции от гнезда балобана, до края зоны нарушений, на которых гнезда бросаются птицами.

Fig. 20. Flight initiation distances (FID) for the Saker Falcon (*Falco cherrug*): FID-A – for a bird on a perch during incubation period, FID-B – for a bird on perch during the nestling-rearing period, FID-AN – for a bird in a nest during incubation period, FID-BN – for a bird in a nest during the nestling-rearing period; DD – distances from abandoned nests of the Saker Falcon to the edge of the disturbances zones.

ства в период с 15 февраля по 15 июля (Pongracz, Horvath, 2010). В Уральском регионе для охраны балобана предлагалось регламентировать хозяйственную деятельность в радиусе 1 км от гнезда соколов, для чего следовало запрещать любое изменение ландшафта (рубки, прокладку трасс,

разработку полезных ископаемых и т.д.), а так же ограничивать, вплоть до полного запрета, любую хозяйственную деятельность, включая выпас, в радиусе хотя бы 100 м от гнезда, но с обязательным сохранением сложившегося типа природопользования на охотничьем участке птиц, включая выпас

и существующие летние лагеря скота далее 100 м от гнезда (Карякин, 1998).

Для мексиканского сокола, как собственно и для сапсана, в США и Канаде разными авторами предлагается выделение буферных зон вокруг гнёзд, в основном радиусом 800 м, хотя предложены и крайние варианты от 50 до 1500–1600 м, основанные на реакциях птиц на разные типы беспокойства (Richardson, Miller, 1997). В Канаде, государственными рекомендациями, утверждёнными в 1987 г., закреплена необходимость закрывать существующие тропы, дороги и места отдыха в пределах от 0,6 до 0,8 км от мест расположения гнёзд сапсанов и не строить новых дорог и мест отдыха в буферной зоне, а в период размножения с 15 марта по 31 августа запрещать развлекательные мероприятия, такие как походы, пикники, лагеря отдыха и охоту в пределах от 0,6 до 0,8 км от гнёзд сапсана; буферные зоны, в которых запрещается скалолазание, езда на велосипедах или квадроциклах, должны быть радиусом от 0,9 до 1,2 км (Peregrine Falcon..., 1987). В Великобритании рекомендованы охранные зоны вокруг гнёзд сапсана на лесных территориях, исключающие рубки в радиусе 400–600 м (Petty, 1998) и 600–1000 м (Currie, Elliott, 1997).

В Красной книге Алтайского края закреплена необходимость строгой охраны известных гнездовых участков балобана с запретом рубок в местообитаниях вида в лесных массивах в радиусе не менее 300 м от гнезда, где также должно исключаться любое беспокойство в период гнездования. Также в Красной книге в качестве первоочередных мер по сохранению среды обитания балобана в равнинной части края прописано требование выделять ключевые биотопы с последующим созданием особо защитных участков леса (в первую очередь, на опушках ленточных боров) с запретом рубок, а также выделять зоны особой охраны в заказниках (Плотников, 2016с).

Согласно нашим исследованиям, обоснованный радиус буферной зоны вокруг гнезда, занимаемого балобаном, должен быть не менее 81 м (табл. 5), в оптимальном варианте – 162 м. Так как в равнинных лесах балобаны занимают для размножения в основном постройки орла-могильника, устроенные на сопках (Bragin, 2001; Карякин, 2004; Карякин и др., 2005а; 2005б; 2005с; Левин и др., 2007; Карякин, 2012), которые в последствии снова могут быть заняты орлами, то для стандартизации размеров буферных зон для видов, внесённых в Красную книгу РФ и имеющих крупные гнёзда (1 м и более), необходимо придерживаться радиуса 500 м.

Чеглок (*Falco subbuteo*). Фото И. Карякина.

Hobby (Falco subbuteo). Photo by I. Karyakin.

Чеглок (*Falco subbuteo*)

Чеглок – обычный гнездящийся вид лесостепной и лесной зоны Евразии, в последние десятилетия активно осваивающий на гнездовании города и селитебные ландшафты Европы (Fiuczynski, 2017). В России, несмотря на проникновение в города (Храбрый, 2012) и вглубь степной зоны (Ленева, Давыгора, 2006), чеглок всё же остаётся преимущественно видом естественных лесных местообитаний, где предпочитает старые приречные леса, а также леса по берегам озёр.

Несмотря на свою обычность, публикации по ответу чеглока на беспокойство человека и нарушения, связанные с человеческой деятельностью, фактически отсутствуют. Какого-либо влияния лесохозяйственной деятельности на популяции чеглока не отмечено, в первую очередь по той причине, что вид занимает для гнездования достаточно узкие участки леса вдоль водоёмов или по опушечной зоне, которые в большинстве своём являются защитными лесами. Так как чеглок занимает в первую очередь гнёзда ворон (или других врановых) (Карякин, 1998; Probst, 2013; Fiuczynski, 2017), то не лимитирован недостатком гнездового фонда и/или возрастом деревьев.

По нашим данным показатели FID для чеглоков вне гнёзд в период насиживания яиц составили в среднем ($n=83$) $53,18 \pm 36,18$ (1–160 м, медиана – 50 м, мода – 60 м), в период выкармливания птенцов – ($n=65$) $44,69 \pm 42,44$ (1–150 м, медиана и мода – 30 м) (рис. 21). Дистанция вспугивания птиц с гнёзд в период кладки составила ($n=112$) $16,38 \pm 19,93$ (0–80 м, медиана – 8 м, мода – 0 м), в период выкармливания птенцов – ($n=140$) $31,63 \pm 20,48$ (0–110 м, медиана – 30 м, мода – 40 м). Не взлетели при проходе наблюдателей под гнездом 13,39 % птиц на

Рис. 21. Дистанции вспугивания (FID) чеглока (*Falco subbuteo*): FID-A – до птицы на присаде в период насиживания яиц, FID-B – до птицы на присаде в период выкармливания птенцов, FID-AN – до птицы на гнезде в период насиживания яиц, FID-BN – до птицы на гнезде в период выкармливания птенцов; DD – дистанции от гнёзд чеглока, до края зоны нарушений, на которых гнёзда бросаются птицами.

Fig. 21. Flight initiation distances (FID) of the Hobby (*Falco subbuteo*): FID-A – to bird on perch in incubation period, FID-B – to bird on perch in nestling-rearing period, FID-AN – to bird in nest in incubation period, FID-BN – to bird in nest in nestling-rearing period; DD – distances from the nests of the Hobby to the edge of the disturbances zones in which the nests is abandoned by birds.

кладках из 112, а 42,86 % взлетели с дистанции менее 10 м; с гнёзд с птенцами не взлетели 1,43 % птиц из 140 при проходе под гнездом, а 15,0 % птиц покинули гнёзда с дистанции менее 10 м. Стоит отметить, что при активной реакции чеглоков при птенцах (крики, имитация атак) они доста-

точно быстро успокаиваются и уже через 30 мин. – 1,5 часа не обращают внимания на людей, которые находятся далее 30 м от их гнёзд. На терпимость чеглоков к отдыхающим также обращали внимание исследователи в Оренбургской области (Ленева, Давыдова, 2006).

Птенцы чеглока в гнезде, устроенном на сосне в постройке чёрной вороны (*Corvus corone*). Фото И. Карякина.

Nestlings of the Hobby in the nest constructed by Oriental Crow (*Corvus corone*) on the pine tree.
Photo by I. Karyakin.

Средняя дистанция от гнезда чеглока до края зоны нарушений, на которой гнездо осталось жилым, составляет ($n=2$) $52,5 \pm 3,54$ м (50–55 м), при средней дистанции DD, на которой гнёзда оказались брошенными – ($n=6$) $23,83 \pm 23,11$ м, от 1 до 57 м (рис. 21).

В Великобритании предложены буферные зоны вокруг гнёзд чеглока радиусом 200–500 м (Currie, Elliott, 1997).

Согласно нашим исследованиям, обоснованный радиус буферной зоны вокруг гнёзд чеглоков, устроенных в естественных лесонасаждениях за пределами городских лесов, должен быть не менее 54 м (табл. 5), в оптимальном варианте – 108 м. Для стандартизации размеров буферных зон для видов, имеющих гнёзда размером до 0,4 м, необходимо придерживаться радиуса 150 м, с определёнными послаблениями в режиме (выборочные рубки и рубки ухода) вне гнездового периода в зоне от 108 до 150 м.

Дербник (*Falco columbarius*)

Дербник – обычный гнездящийся вид лесной и лесотундровой зон Евразии, в лесостепи немногочислен (Морозов и др., 2013) и, вероятно, степной подвид (*F. s. pallidus*), сокративший численность в XX столетии, заслуживает охраны на федеральном уровне (Карякин, Николенко, 2009). Как и все мелкие соколы, дербник зависит от гнездового фонда, обеспечиваемого врановыми, преимущественно серой и чёрной воронами (*Corvus cornix*, *C. corone*) и в центральной части России не ограничен лимитом гнёзд и не зависит от возраста леса, так как охотно размножается в угнетённых древостоях опушечной зоны и в сильно фрагментированных

лесах (Карякин, 1998; Карякин, Николенко, 2009). Для Беларуси в качестве важных угроз, подорвавших численность вида, указываются весенне-летние пожары на верховых болотах и заброшенных торфоразработках (Ивановский, 2016). Аналогично, видимо, степные палы негативно сказываются на популяциях степного дербника. Пожары также указаны, как основная угроза для дербников, населяющих прерии Северной Америки, но для соколов, гнездящихся в тайге, в качестве угрозы приводятся сплошные рубки (Becker, Ball, 1983), хотя отмечено, что в разных районах и при различной интенсивности рубок, они могут давать как пагубные, так и положительные эффекты для популяций дербника (Stephens, Anderson, 2002).

Также как перепелятник и чеглок, дербник имеет тенденцию к освоению лесопарковой зоны городов, особенно в Европейской части России (см., например Мельников, 2003). Отдельные пары, особенно гнездящиеся в степной зоне, достаточно толерантны к беспокойству, но это не относится к основной массе птиц, что наблюдается и в других частях ареала вида, в частности в Великобритании и Канаде (Becker, Ball, 1983; Haney, White, 1999), причём у пар, гнездящихся на урбанизированных территориях и более толерантных к людям, как правило, выше репродуктивные показатели и успех размножения (Sodhi et al., 1992).

На зимовке в Колорадо при беспокойстве на автомобиле средние показатели FID для дербников составили 62 ± 12 м ($n=10$, диапазон 44–85 м), пешком – 76 ± 13 м ($n=14$, диапазон 17–180 м), причём доля вспугиваний составила 30 % и 100 % соответственно (Holmes et al., 1993). В Великобритании по результатам опроса специалистов для гнездящихся дербников AD в период кладки определена в среднем 242 м (медиана 225 м, 80-процентный интервал – <10–500 м), в период выкармливания птенцов – 299 м (медиана 400 м, 80-процентный интервал – 10–500 м), FID – в период кладки определена в среднем 100 м (медиана 30 м, 80-процентный интервал – <10–300 м), в период выкармливания птенцов – 213 м (медиана 225 м, 80-процентный интервал – 10–500 м) (Ruddock, Whitfield, 2007).

Дистанция вспугивания дербников с кладок в Уральском регионе составляла обычно 2–8 м (Карякин, 1998). В соответствии с современными исследованиями показатели FID для дербников вне гнёзд в период насиживания яиц составили в среднем

Рис. 22. Дистанции вспугивания (FID) дербника (*Falco columbarius*): FID-A – до птицы на присаде в период насиживания яиц, FID-B – до птицы на присаде в период выкармливания птенцов, FID-AN – до птицы на гнезде в период насиживания яиц, FID-BN – до птицы на гнезде в период выкармливания птенцов; DD – дистанции от гнёзд дербника, до края зоны нарушений, на которых гнёзда бросаются птицами.

Fig. 22. Flight initiation distances (FID) for the Merlin (*Falco columbarius*): FID-A – for a bird on a perch during incubation period, FID-B – for a bird on perch during the nestling-rearing period, FID-AN – for a bird in a nest during incubation period, FID-BN – for a bird in a nest during the nestling-rearing period; DD – distances from abandoned nests of the Merlin to the edge of the disturbances zones.

($n=25$) $64,88 \pm 36,07$ (2–120 м, медиана и мода – 50 м), в период выкармливания птенцов – ($n=23$) $63,48 \pm 33,01$ (5–130 м, медиана – 60 м, мода – 80 м) (рис. 22). Дистанция вспугивания птиц с гнёзд в период кладки составила ($n=44$) $21,93 \pm 18,79$ (0–80 м, медиана – 15 м, мода – 5 м), в

период выкармливания птенцов – ($n=49$) $44,42 \pm 33,23$ (0–140 м, медиана – 40 м, мода – 20 м). Не взлетели при проходе наблюдателей под гнездом 2,27 % птиц на кладках из 44, а 27,27 % взлетели с дистанции менее 10 м; с гнёзд с птенцами не взлетели 4,08 % птиц из 49 при проходе

Дербник
(*Falco columbarius*).
Фото А. Левашкина.

Merlin
(*Falco columbarius*).
Photo by A. Levashkin.

под гнездом, а 10,2 % птиц покинули гнезда с дистанции менее 10 м.

Мы не располагаем данными по влиянию на дербников нарушений на их участках, так как практически все найденные гнезда были удалены от рубок, строящихся объектов и даже мест отдыха людей далее 500 м и лишь единственное гнездо с кладкой, устроенное в постройке вороны на берёзе, было брошено птицами во время выборочной рубки, прошедшей в 25 м от него.

Различными авторами в Великобритании были предложены буферные зоны вокруг гнезд дербника радиусом 200–400 м (Currie, Elliott, 1997) и 200–300 м (Petty, 1998). В США для дербника (*F. c. richardsonii*), населяющего прерии, была предложена буферная зона радиусом 366 м от активных гнезд, внутри которой в сезон размножения должна быть запрещена деятельность человека, такая как добыча полезных ископаемых, рубки, рекреация, устройство летних лагерей и баз отдыха или другие нарушения (Becker, Ball, 1983). Позже размер буфера был скорректирован до 400 м и в качестве меры охраны было предложено сохранение опушек боров среди пастбищ (Becker, 1984; Konrad, 2004).

Видимо по аналогии с чеглоком и перепелятником из того же размерного класса и близким по своим реакциям на беспокойство, обоснованный радиус буферной зоны вокруг гнезд дербников должен быть не менее 55 м, в оптимальном варианте – 110 м. Для стандартизации размеров буферных зон для видов, имеющих гнезда размером до 0,4 м, необходимо придерживаться радиуса 150 м, с определёнными послаблениями в режиме (выборочные рубки и рубки ухода) вне гнездового периода в зоне от 110 до 150 м, если иное не предусмотрено требованиями регионального природоохранного законодательства.

Пустельга обыкновенная (*Falco tinnunculus*)

Обычный, местами многочисленный вид степной и лесостепной зоны Евразии, а также агроценозов лесной зоны, активно осваивающий для гнездования городские и сельские поселения, многочисленный гнездящийся вид на сооружениях человека (ЛЭП, здания и пр.) (Kostrzewa, 1988; Village, 1990; Kostrzewa, Kostrzewa, 1993; Kubler et al., 2005; Piechocki, 2008), но в лесных популяциях вида в ряде регионов, в частности в Европейской части России и в Западной Сибири, в последние десятилетия наблюдаются негативные тенденции. Процесс сокращения численности пустельги не обошёл и боры Алтайского края, где только за последние 15 лет отмечено как минимум двукратное сокращение численности пустельги при стабильной ситуации или даже некотором росте численности в предгорьях Алтая.

FID для пустельг, встреченных в сельской местности вне гнезд, в Испании составили в среднем ($n=5$) $115,49 \pm 29,26$ м, в Дании – ($n=6$) $28,35 \pm 17,19$ м, в Чехии – ($n=3$) $50,58 \pm 13,71$ м (Diaz et al., 2013), во Франции – ($n=9$) $30,94$ м (Møller, Erritzøe, 2010). В г. Орсе (Франция, пригород Парижа), в зоне городской застройки средние показатели FID для пустельги наряду с другими городскими хищниками составили ($M \pm SE$, $n=30$) $54,08 \pm 1,47$ м (Møller, 2012). В Праге для негнездящейся птицы – FID составила $36,35$ м (Mikula, 2014). Для негнездящихся пустельг в Дании FID при беспокойстве пе-

Самка дербника с птенцами в гнезде.
Фото И. Карякина.

Female of the Merlin with nestlings in the nest.
Photo by I. Karyakin.

шеходом определены в 17–115 м, в среднем 72 м ($n=14$) (Bijlsma, 2008).

По нашим данным показатели FID для пустельг вне гнёзд в период насиживания яиц составили в среднем ($n=60$) $34,82 \pm 21,42$ (1–80 м, медиана и мода – 40 м), в период выкармливания птенцов – ($n=63$) $29,62 \pm 20,07$ (1–80 м, медиана – 30 м, мода – 50 м) (рис. 23). Дистанция вспугивания птиц с гнёзд в период кладки составила ($n=111$) $16,27 \pm 17,82$ (0–80 м, медиана и мода – 10 м), в период выкармливания птенцов – ($n=135$) $29,84 \pm 18,30$ (0–90 м, медиана – 30 м, мода – 40 м). Не взлетели при проходе наблюдателей под гнездом 10,81 % птиц на кладках из 111, а 31,53 % взлетели с дистанции менее 10 м; с гнёзд с птенцами не взлетели 1,48 % птиц из 135 при проходе под гнездом, а 15,56 % птиц покинули гнёзда с дистанции менее 10 м.

Для близкого вида – седобородой пустельги (*Falco sennae*) из Австралии FID составила в среднем ($n=14$) $43,4 \pm 44,1$ м (Weston et al., 2012), для лисьей пустельги (*Falco alpestris*) из Африки FID, полученные в Мали, составили 33 и 44 м, но ADs были много больше (61 и 81 м), FID для птицы в Буркина-Фасо к востоку от Национального парка Арли составила 51 м, AD – 67 м (Bijlsma, van Manen, 2017), для негнездящихся воробьиных пустельг (*Falco sparverius*) из США FID при движении на автомобиле составила в среднем ($M \pm SE$) 40 ± 11 м ($n=33$, диапазон – 12–115 м), при движении пешком – 44 ± 5 м ($n=28$, диапазон – 10–100 м), доля вспугиваемых птиц составила 27 % и 100 % соответственно (Holmes et al., 1993).

Исследования последних лет по влиянию беспокойства со стороны человека на концентрацию кортикостерона у воробьиных пустельг, для изучения механизмов репродуктивного стресса, по причине которого птицы оставляли

Пустельга (*Falco tinnunculus*). Фото И. Карякина.

Kestrel (*Falco tinnunculus*). Photo by I. Karyakin.

Птенцы пустельги в гнезде, устроенном на сосне в постройке чёрной вороны (*Corvus corone*).

Фото И. Карякина.

Nestlings of the Kestrel in the nest constructed by Oriental Crow (*Corvus corone*) on the pine tree.

Photo by I. Karyakin.

гнезда, показали, что гнездование вида в измененном человеком ландшафте не обязательно указывает на его толерантность к антропогенным факторам, вызывающим стресс. В частности, в данном исследовании 26 (36 %) из 73 попыток гнездования пустельги не удалась и 88 % неудач произошло во время инкубации, причём пустельги, гнездящиеся в районах с наиболее высоким уровнем беспокойства, в 9,9 раз чаще бросали кладки, чем птицы, гнёзда которых располагались в зоне с меньшим уровнем беспокойства и различных нарушений среды обитания (Strasser, 2010; Strasser, Heath, 2013).

Согласно нашим исследованиям, ближайшая дистанция от гнезда пустельги до края зоны нарушений, на которой гнездо осталось жилым, составляет 50 м, при средней дистанции DD, на которой гнёзда оказались брошенными – ($n=3$) $22,0 \pm 19,97$ м, от 5 до 44 м (рис. 23). Собственно далее 50 м от границ рубок и строящихся объектов все гнёзда пустельг оставались жилыми.

В Великобритании предложены буферные зоны вокруг гнёзд пустельги радиусом 100–200 м (Petty, 1998), в США – от 50 до 400 м (Richardson, Miller, 1997).

Видимо, по аналогии с другими мелкими соколами, близкими по своим реакциям на беспокойство, обоснованный радиус буферной зоны вокруг гнёзд пустельг должен быть не менее 55 м, в оптимальном варианте – 110 м. Для стандартизации размеров буферных зон для видов, имеющих гнёзда размером до 0,4 м, необходимо

Рис. 23. Дистанции вспугивания (FID) пустельги (*Falco tinnunculus*): FID-A – до птицы на присаде в период насиживания яиц, FID-B – до птицы на присаде в период выкармливания птенцов, FID-AN – до птицы на гнезде в период насиживания яиц, FID-BN – до птицы на гнезде в период выкармливания птенцов; DD – дистанции от гнёзд пустельги, до края зоны нарушений, на которых гнёзда бросаются птицами.

Fig. 23. Flight initiation distances (FID) for the Kestrel (*Falco tinnunculus*): FID-A – for a bird on a perch during incubation period, FID-B – for a bird on perch during the nestling-rearing period, FID-AN – for a bird in a nest during incubation period, FID-BN – for a bird in a nest during the nestling-rearing period; DD – distances from abandoned nests of the Kestrel to the edge of the disturbances zones.

придерживаться радиуса 150 м, с определёнными послаблениями в режиме (выборочные рубки и рубки ухода) вне гнездового периода в зоне от 110 до 150 м, если иное не предусмотрено требованиями регионального природоохранного законодательства.

Филин (*Bubo bubo*)

Несмотря на то, что в Красном листе МСОП филин числится как вид, не требующий особого внимания (категория Least Concern), он внесён в I Приложение директивы ЕС о птицах и охраняется на государственном уровне в большинстве

стран ареала (König, Weick, 2008). В Европе (примерно 20 % от площади гнездового ареала вида) численность популяции филина оценивается в 18,5–30,3 тыс. пар, что соответствует 36,9–60,6 тыс. взрослых птиц (BirdLife International, 2017d). Масштабные программы реинтродукции и строгая охрана вида, особенно в Германии, Франции, Бельгии, Швейцарии и Скандинавии, позволили добиться восстановления популяций филина с 1970-х годов, после их крушения, отмечавшегося ранее. Тем не менее, филин до сих пор страдает от человеческого преследования, отравления, гибели на дорогах, ЛЭП, ограждений из колючей проволоки, и эта смертность является значительной. Филин чрезвычайно чувствителен к вторжению людей на гнездовые участки, и малейшее беспокойство приводит к тому, что птицы надолго покидают гнёзда, и часто это становится причиной гибели кладок и выводков. Горные лыжи, альпинизм и скалолазание, а также другие виды досуга приводят к тому, что люди неосознанно находятся вблизи гнёзд филина, что приводит к их гибели (Tucker, Heath, 1994; Holt et al., 2017). Рекомендации по охране гнездовых участков филина, а также мест потенциального гнездования вида, предписывают их исключение из лесозаготовок (Holt et al., 2017; BirdLife International, 2017d).

Исследования, проведённые в лесном национальном парке Дадиа-Лефким-Суфли в Греции показали, что филин населяет чаще всего лесные места обитания, а результаты моделирования показали, что скалистые районы на более низких высотах с высоким процентом лесного покрова являются наиболее подходящим местом обитания этого вида, причём присутствие филина в этих местообитаниях уменьша-

ется по мере приближения к человеческому жилью (Kret et al., 2014). В Итальянских Альпах в 1994–2000 гг. дистанции от гнёзд филина до ближайших деревьев составляли в среднем 838 ± 74 м, до ближайших нарушенных человеком местообитаний – 313 ± 55 м; филины тяготели на гнездовании ближе к городам и интенсивно культивируемым урбанизированным долинам, из-за наличия более доступной пищи, но за это «платили» повышенной смертностью на ЛЭП и автотрассах (Marchesi et al., 2002). Десятилетием ранее высокие уровни гибели на ЛЭП и автотрассах были характерны также для Швейцарских Альп ($n=29$, 55,2 % и 44,8 % соответственно; Haller, 1978). В Германии наряду с вышеперечисленными факторами значимое место занимало преследование человеком (отстрел, разорение гнёзд, отлов, отравление): (1) $n=606$, гибель на ЛЭП – 26,6 %, на автотрассах – 26,9 % и преследование – 2,8 % (Wicki, 1979); (2) $n=211$, 23,7 %, 10,9 % и 25,1 % (Radler, Bergerhausen, 1988), как, собственно, в Финляндии ($n=75$, гибель на ЛЭП – 16,0 %, на автотрассах – 13,3 % и преследование – 17,3 %; Saurola, 1979) и Швеции ($n=101$, 19,8 %, 12,9 % и 5,0 %, соответственно; Olsson, 1979). В Испании основными причинами смертности филинов ($n=115$) являются гибель на ЛЭП (46,9 %), голод (20,8 %) и столкновение с транспортом на автотрассах (7,9 %) (Leon-Ortega et al., 2017). Таким образом, филин, будучи антропофобом, в Европейской части гнездового ареала, вынужден тяготеть к умеренно освоенным человеком ландшафтам, изобилующим добычей, но несущим определённые угрозы его выживанию. При этом речь идёт преимущественно о наскальногнездящихся птицах. В России, где на большей части территории лесной зоны филин гнездится на земле, и в осваиваемых человеком регионах также тяготеет к местам концентрации добычи, пресс на него со стороны человека ещё более ошутим. В частности для Алтайского края наглядно показано сокращение численности филина, гнездящегося на земле в Алтайских борах по причине рубок леса и сопутствующего беспокойства при стабильной ситуации с ним в полосе предгорий, где филин гнездится на скалах (Важов, Рыбальченко, 2013; Карякин, 2014).

Нам совершенно не удалось обнаружить публикаций по дистанциям вспугивания филинов, несмотря на достаточно большое количество исследований этого вида в Европе.

Филин (*Bubo bubo*).
Фото И. Карякина.

Eagle Owl (*Bubo bubo*).
Photo by I. Karyakin.

Рис. 24. Дистанции вспугивания (FID) филина (*Bubo bubo*): FID-A – до птицы на присаде в период насиживания яиц, FID-B – до птицы на присаде в период выкармливания птенцов, FID-AN – до птицы на гнезде в период насиживания яиц, FID-BN – до птицы на гнезде в период выкармливания птенцов; DD – дистанции от гнезд филина, до края зоны нарушений, на которых гнезда бросаются птицами.

Fig. 24. Flight initiation distances (FID) for the Eagle Owl (*Bubo bubo*): FID-A – for a bird on a perch during incubation period, FID-B – for a bird on perch during the nestling-rearing period, FID-AN – for a bird in a nest during incubation period, FID-BN – for a bird in a nest during the nestling-rearing period; DD – distances from abandoned nests of the Eagle Owl to the edge of the disturbances zones.

По нашим данным показатели FID для филина вне гнезд в период насиживания яиц составили в среднем ($n=102$) $180,6 \pm 123,61$ (1–450 м, медиана – 180 м, мода – 300 м), в период выкармливания птенцов – ($n=133$) $204,26 \pm 101,83$ (2–400 м, медиана и мода – 200 м) (рис. 24). Дистанция вспугивания птиц с гнезд в пери-

од кладки составила ($n=119$) $11,57 \pm 10,40$ (1–60 м, медиана – 10 м, мода – 5 м), в период выкармливания птенцов – ($n=161$) $89,06 \pm 63,53$ (1–300 м, медиана – 80 м, мода – 100 м). Взлетели при подходе наблюдателей к гнезду с дистанции менее 10 м 48,74 % из 119 птиц в период насиживания кладок и 6,21 % птиц из 161 в период

выкармливания птенцов (все случаи при возрасте птенцов младше 2-х недель). По мере взросления птенцов дистанция вспугивания филина увеличивается и если при кладке и пуховиках до 7 дней филин на гнезде предпочитает лежать до последнего, то при птенцах старше 2-х недель, старается слетать даже до того, как подходящий к гнезду наблюдатель сможет увидеть его слёт. В случае регистрации дистанций вспугивания птиц вне гнёзд, часто их даже не удаётся идентифицировать до вида во время взлёта – идентификация происходит лишь по пуху и/или погадкам при подходе на точку вспугивания птицы.

Средняя дистанция от гнезда филина до края зоны нарушений, на которой гнездо осталось жилым, составляет ($n=9$) $340,0 \pm 183,22$ м (90–600 м), при средней дистанции DD, на которой гнёзда оказались брошенными – ($n=53$) $139,92 \pm 148,63$ м, от 1 до 607 м (рис. 24). Видимо для наземногнездящихся филинов в равнинных лесах следует считать опасную зону до края нарушения в 610 м, так как мы не выявили оставления филинами гнёзд после рубок, проведённых на расстоянии от гнёзд больше этой дистанции. В то же время на расстояниях от гнёзд до нарушений от 270 до 600 м филин может успешно размножаться в случаях, если имеется естественный рубеж, отделяющий охраняемый гнездовой участок филина от зоны нарушений, например русло реки, пастбище или открытое болото с нетронутой опушкой леса. При рубках опушки леса на противоположной от гнезда стороне болота в радиусе до 600 м от гнезда, филины оставляли гнёзда на следующий сезон, смешаясь далее 600 м от рубок.

В Венгрии для филина предлагается буферная зона радиусом 50–200 м (0,8–12,56 га) с запретом изменения местообитаний в радиусе 50 м и с запретом беспокойства в период с 1 февраля по 31 июля, но речь идёт о наскальногогнездящихся птицах (Pongracz, Horvath, 2010). Для Уральско-

го региона России предлагались буферные зоны вокруг гнёзд радиусом от 500 м до 1 км (Карякин, 1998).

В Красной книге Алтайского края для охраны филина требуется выделение ключевых биотопов с последующим созданием особо защитных участков леса в радиусе не менее 300 м от гнёзд с запретом всех видов рубок лесных насаждений в любое время года. Выделение зон особой охраны в ленточно-боровых и приобско-боровых заказниках с включением в них местообитаний вида. Запрет горных работ, геологоразведки и иной хозяйственной и рекреационной деятельности в местах обитания вида, способной привести к трансформации местообитаний и/или беспокойству птиц (Важов, Бахтин, 2016d). В Красной книге Нижегородской области закреплена необходимость обеспечения соблюдения запрета всех видов рубок леса (в том числе санитарных) в местах обитания филина и выделения вокруг гнёзд охранных зон не менее 250 м (Бакка, 2014е).

Согласно нашим исследованиям, обоснованный радиус буферной зоны вокруг гнезда филина должен быть не менее 349 м (табл. 5), в оптимальном варианте – 698 м, а для гарантированного сохранения участка – 800 м. Сложность с реализацией выделения буферных зон вокруг гнёзд филина без орнитологического обследования состоит в том, что в равнинных лесах России этот вид гнездится на земле и после того, как птенцы, ещё не умея летать, покидают гнездо, идентифицировать его на местности неподготовленному человеку крайне сложно. Это является реальной проблемой охраны филина даже на тех территориях, где ответственные лесопользовате-

Птенцы филина в гнезде под сосной.
Фото И. Карякина.

Nestlings of the Eagle Owl
in the nest under a pine tree.
Photo by I. Karyakin.

Птенцы филина в гнесте под сосной (Алтайский край). Фото И. Карякина.

Nestlings of the Eagle Owl in the nest under a pine tree (Altai Kray). Photo by I. Karyakin.

ли готовы выводить из лесосеки участки гнездования редких видов.

Бородатая неясыть (*Strix nebulosa*)

Эта сова циркумполярно населяет бореальную зону Северного полушария – она обычна в таёжных лесах, а на юге лесной зоны и в лесостепи немногочисленна (Пукинский, 2005b; König, Weick, 2008), в светлых лесах севера Западной Сибири и в Восточной Сибири по численности местами даже преобладает над другими видами сов.

Бородатая неясыть устраивает гнёзда обычно в постройках других хищных птиц, преимущественно тетеревины и канюка, реже в выгнивших полостях на вершинах обломов деревьев различных видов, в основном лиственных, сосны, берёзы и осины, причём такой стереотип гнездования более характерен для Северной Америки и лишь с конца XX века стал регистрироваться в Северной Европе (Карякин, 1998; Пукинский, 2005b; Wu et al., 2016).

В Северной Америке лесопользование за последние 100 лет имело как положительное, так и отрицательное влияние на качество среды обитания бородатой неясыти (Huff et al., 1996), но большинство авторов склоняется к тому, что негативное влияние было более ощутимым, чем позитивное (Williams, 2012). Исследованиями в Орегоне показано, что большинство (72 %) гнёзд бородатой неясыти находились в нетронутых рубками выделах леса, 19 % – в выделах, частично затронутых рубками, и 9 % гнёзд были расположены в пределах 200 метров от рубок (Bull, Henjum, 1990). На основании обследования 60–80 % лес-

ных выделов на каждой изучаемой территории, авторы сделали заключение, что совы предпочитали не рубленные участки леса, потому что большинство мёртвых деревьев подходящего диаметра, пригодных для гнездования неясытей, и гнездовых построек тетеревины, используемых совами, располагалось именно в участках леса незатронутых рубками. Предполагалось, что практика рубок в 70–80-х гг. XX столетия в Северной Америке может затронуть до 75 % гнездящихся неясытей (Duncan, 1993). Рубки уменьшили количество гнездопригодных деревьев, сильно разрешили гнездопригодный лес, потерявший защитные свойства для бородатой неясыти, а также существенно сократили число мёртвых деревьев и коряг, используемых как взрослыми птицами, так и сёлками в качестве присад (Bryan, Forsman, 1987; Quigley et al., 1996; Wisdom et al., 2000).

В Северной Европе отмечено, что сплошные рубки (не более 400 м шириной) могут временно увеличить площадь охотничьих биотопов для бородатой неясыти в условиях сплошного леса, и, возможно, увеличить численность мелких млекопитающих (Sulkava, Huhtala, 1997), но по наблюдениям в США, сформированные посредством таких рубок охотничьи биотопы, без должного поддержания их структуры недолговечны по сравнению с продолжительностью жизни естественных лугов, и теряют свою ценность для сов через 10–30 лет, что ведёт к сокращению численности неясытей, освоивших вырубку (Habeck, 1994).

Опубликованных исследований, направленных на изучение ответа бородатых неясытей на беспокойство человеком, нам найти не удалось. Что очень странно, так как этот вид проявляет повышенную терпимость к людям на своих гнездовых тер-

Бородатая неясыть (*Strix nebulosa*). Фото И. Карякина.

Great Grey Owl (*Strix nebulosa*). Photo by I. Karyakin.

Рис. 25. Дистанции вспугивания (FID) бородастой неясыти (*Strix nebulosa*): FID-A – до птицы на присаде в период насиживания яиц, FID-B – до птицы на присаде в период выкармливания птенцов, FID-AN – до птицы на гнезде в период насиживания яиц, FID-BN – до птицы на гнезде в период выкармливания птенцов; DD – дистанции от гнёзд бородастой неясыти, до края зоны нарушений, на которых гнёзда бросаются птицами.

Fig. 25. Flight initiation distances (FID) for the Great Grey Owl (*Strix nebulosa*): FID-A – for a bird on a perch during incubation period, FID-B – for a bird on perch during the nestling-rearing period, FID-AN – for a bird in a nest during incubation period, FID-BN – for a bird in a nest during the nestling-rearing period; DD – distances from abandoned nests of the Great Grey Owl to the edge of the disturbances zones.

риториях, чем отличается от всех других представителей своего размерного класса. Особенность бородастой неясыти практически не реагировать на человека, создаёт большие проблемы в использовании AD и FID при обосновании размеров охранных зон для этого вида.

По нашим данным показатели FID для бородастых неясытей вне гнёзд в период насиживания яиц составили в среднем ($n=25$) $23,96 \pm 21,73$ м (1–90 м, медиана – 20 м, мода – 10 м), в период выкармливания птенцов – ($n=39$) $28,28 \pm 29,06$ м (0–120 м, медиана и мода – 20 м) (рис. 25). Стоит об-

Пошаговая методика создания охраняемой зоны вокруг гнезда бородастой неясыти: окончательная охраняемая зона включает в себя 161 га леса и 13 га лугов. По: Wu et al., 2016.

Step-by-step method for creating a protected zone around a nest of the Great Grey Owl; the resulting protected zone encompasses 161 ha of forest and 13 ha of meadow landscapes. From: Wu et al., 2016.

ратить внимание на то, что 1 птица из 39 вообще не взлетела с присады при проходе наблюдателя под ней, а 15,38 % птиц взлетели с дистанции менее 10 м. Дистанция вспугивания птиц с гнёзд в период кладки составила ($n=25$) $6,92 \pm 11,72$ м (0–50 м, медиана – 3 м, мода – 0 м), в период выкармливания птенцов – ($n=51$) $16,73 \pm 22,66$ (0–100 м, медиана – 8 м, мода – 10 м). Не взлетели при проходе наблюдателей под гнездом 32,0 % птиц на кладках из 25, а 44,0 % взлетели с дистанции менее 10 м; с гнёзд с птенцами не взлетели 13,73 % птиц из 51 при проходе под гнездом, а 39,22 % птиц покинули гнёзда с дистанции менее 10 м.

При абсолютно неадекватной видимой толерантности к беспокойству, бородастая неясыть очень чутко реагирует на нарушения структуры леса на гнездовом участке. И если по дистанциям вспугивания она похожа на какого-то мелкого хищника, типа пустельги, то по ответу на нарушения – на крупного хищника. Последнее связано не с беспокойством во время рубок, а с нарушением защитных свойств леса на гнездовом участке, которые делают гнёзда и ключевые присады неясытей доступными для хищников, оказывающих на неясытей пресс, в частности филина и, в меньшей степени, тетеревиатника. Средняя дистанция от гнезда бородастой неясыти до края зоны нарушений, на которой гнездо осталось жилым, составляет ($n=3$) $98,67 \pm 5,51$ м

(95–105 м), при средней дистанции DD, на которой гнёзда оказались брошенными – ($n=15$) $69,13 \pm 43,06$ м, от 3 до 126 м (рис. 25). Дистанции до края сплошной рубки, на которых гнёзда были брошены неясытями, варьировали от 3 до 115 м, составив в среднем ($n=6$) $59,67 \pm 51,01$ м, аналогичные дистанции до края выборочной рубки варьировали от 22 до 126 м, составив в среднем ($n=9$) $75,44 \pm 38,81$ м. Таким образом, зона от края нарушения до гнезда, в которой неясыти со 100 % вероятностью бросают гнёзда, составляет 95 м, опасная зона, в которой имеется определённая вероятность оставления гнёзд – 90–150 м. Далее 150 м от гнезда бородастая неясыть терпимо относится к нарушениям, связанным с рубкой леса.

Для северо-западной Миннесоты были установлены требования, чтобы все существующие и потенциальные гнёзда бородастой неясыти сохранялись, вокруг них выделялась буферная зона радиусом не менее 100 м, а новые рубки на гнездовых территориях неясытей проводились рядом со старыми вырубками не менее, чем через 5 лет (Haws, 1987). Позже различными исследователями для США и Канады на основании радиопрослеживания птиц были предложены буферные зоны вокруг гнёзд бородастой неясыти не менее 300 м (Winter, 1986, Bouchart, 1991, Duncan, 1997). В настоящее время в Калифорнии рекомендуется выделять буферные зоны не только вокруг гнёзд, но и вокруг других «центров активности» птиц (мест встречи слётков, взрослых птиц в сезон размножения), ввиду сложности обнару-

Бородастая неясыть в гнезде (Алтайский край). Фото И. Карякина.

Great Grey Owl in the nest (Altai Kray). Photo by I. Karyakin.

жения гнёзд бородатой неясыти, устроенных на вершинах обломышей и в «мётлах». Охранные зоны не обязательно должны быть сконфигурированы как круг вокруг центра активности птиц, они могут быть любой формы, которая включает в себя лесные территории и прилегающие к ним луга, если это возможно. Охранные зоны должны содержать не менее 80 га леса и лугов в радиусе 500 м (1640 футов) от гнезда или центра активности птиц, причём вокруг каждого луга, пересекаемого 500-метровым буфером, должен быть также отложен буфер, радиусом 300, 400 или 500 метров в зависимости от высоты местности над уровнем моря (Wu et al., 2016). Принятые лесной службой США руководящие принципы управления требуют выделения вокруг всех известных гнёзд бородатой неясыти не менее 20 гектаров (50 акров) лесных территорий и лугов и в радиусе 400 м от активных гнёзд запрещают изменение растительности и дорожное строительство с 1 марта по 15 августа, хотя санитарная рубка отдельных деревьев может быть разрешена, если она не мешает гнездованию (US Forest Service, 2004).

В Красной книге Украины закреплено требование создания микрозаказников радиусом 0,5 км вокруг гнёзд бородатой неясыти (Домашевский, Бумар, 2009).

В Красной книге Нижегородской области закреплена необходимость обеспечения соблюдения запрета всех видов рубок леса в местах обитания бородатой неясыти и выделения вокруг гнёзд охранных зон не менее 250 м (Бакка и др., 2014). В Красной книге Алтайского края для охраны бородатой неясыти требуется выделение ключевых биотопов с последующим созданием особо защитных участков леса (радиусом не менее 200 м от гнёзд) с запретом всех видов рубок лесных насаждений в любое время года и другой хозяйственной и рекреационной деятельности, способной привести к трансформации местообитаний и/или беспокойству птиц. Выделение зон особой охраны в ленточно-боровых и приобско-боровых заказниках с включением в них местообитаний вида. (Важков, Бахтин, 2016е).

Согласно нашим исследованиям, обоснованный радиус буферной зоны вокруг гнезда бородатой неясыти должен быть не менее 111 м (табл. 5), в оптимальном варианте – 222 м. Так как бородачатая неясыть во время размножения занимает в основном гнёзда тетеревиатника и канюка,

размером от 0,4 до 1 м, то для стандартизации размеров буферных зон для этой совы, необходимо придерживаться радиуса 300 м, с определёнными послаблениями в режиме (выборочные рубки и рубки ухода) вне гнездового периода в зоне от 222 до 300 м, если иное не требуется в региональных Красных книгах (см., например, Бакка и др., 2014).

Длиннохвостая неясыть (*Strix uralensis*)

Обычный вид лесной зоны Евразии от низовьев Вислы и Скандинавии до Тихого океана, наращивающий численность в лесах Северо-Запада России с 1940–1970 гг. XX столетия (Пукинский, 2005а; König, Weick, 2008), в последние годы расширяющий ареал в ряде южных регионов Европы и активно расселяющийся по лесостепи (Паженков и др., 2009; Bashta, 2009), а также начинающий осваивать города (Dravecky, Obuch, 2012).

Длиннохвостая неясыть преимущественно дуплогнездник, однако из-за очевидного недостатка деревьев с крупными дуплами, может размножаться как бородачатая неясыть на вершинах «обломышей», или же в гнездовых постройках хищных птиц (Карякин, 1998; Пукинский, 2005а; König, Weick, 2008).

Изучение длиннохвостых неясытей, помеченных радиопередатчиками, в Норвегии показало, что до момента вспугивания, совы наблюдались на присадах, высотой 2,5–8 м, в среднем 5,1 м. FID варьировали от 8 до 35 м, составив в среднем 21 м, и не были связаны с высотой присад. В 11 случаях совы взлетали

Длиннохвостая неясыть (*Strix uralensis*).
Фото И. Карякина.

Ural Owl (*Strix uralensis*).
Photo by I. Karyakin.

Рис. 26. Дистанции вспугивания (FID) длиннохвостой неясыти (*Strix uralensis*): FID-A – до птицы на присаде в период насиживания яиц, FID-B – до птицы на присаде в период выкармливания птенцов, FID-AN – до птицы на гнезде в период насиживания яиц, FID-BN – до птицы на гнезде в период выкармливания птенцов; DD – дистанции от гнёзд длиннохвостой неясыти, до края зоны нарушений, на которых гнёзда бросаются птицами.

Fig. 26. Flight initiation distances (FID) for the Ural Owl (*Strix uralensis*): FID-A – for a bird on a perch during incubation period, FID-B – for a bird on perch during the nestling-rearing period, FID-AN – for a bird in a nest during incubation period, FID-BN – for a bird in a nest during the nestling-rearing period; DD – distances from abandoned nests of the Ural Owl to the edge of the disturbances zones.

до того, как были замечены, на расстоянии от 25 до 125 м, в среднем 67 м (дистанции определены с помощью кросс-триангуляции). В 9 случаях наблюдатели обошли кругом неясытей, которые не взлетели, оставшись сидеть на присадах, с самым коротким расстоянием до них от

8 до 45 м, в среднем 19 м. В 6 случаях неясыти не взлетали и не проявляли беспокойства, когда наблюдатели походили на расстоянии 30–100 м, в среднем в 59 м от них (Solheim et al., 2017).

По нашим данным показатели FID для длиннохвостых неясытей вне гнёзд в пе-

риод насиживания яиц составили в среднем ($n=117$) $30,38 \pm 30,26$ м (1–140 м, медиана – 15 м, мода – 50 м), в период выкармливания птенцов – ($n=200$) $43,81 \pm 30,70$ м (1–150 м, медиана – 45 м, мода – 50 м) (рис. 26). Дистанция вспугивания птиц с гнёзд в период кладки составила ($n=160$) $3,70 \pm 7,60$ м (0–60 м, медиана – 1 м, мода – 0 м), в период выкармливания птенцов – ($n=191$) $13,56 \pm 16,12$ (0–100 м, медиана – 8 м, мода – 0 м). Не взлетели при проходе наблюдателей под гнездом 46,25 % птиц на кладках из 160, а 40,62 % взлетели с дистанции менее 10 м; с гнёзд с птенцами не взлетели 38,74 % птиц из 191 при проходе под гнездом, а 34,03 % птиц покинули гнёзда с дистанции менее 10 м. Практически все

дальние дистанции вспугивания неясытей с гнёзд относятся к открытым гнёздам, хотя в ряде случаев при подходе наблюдателей птицы покидали и дупла и гнездовые ящики, что наиболее часто регистрировалось в Самарской области (Карякин и др., 2009а).

Средняя дистанция от гнезда длиннохвостой неясыти до края зоны нарушений, на которой гнездо осталось жилым, составляет ($n=11$) $74,18 \pm 19,55$ м (40–100 м), при средней дистанции DD, на которой гнёзда оказались брошенными – ($n=67$) $35,39 \pm 23,83$ м, от 1 до 103 м (рис. 26). Дистанции от брошенных гнёзд до края сплошных рубок варьировали от 15 до 70 м, составив в среднем ($n=5$) $52,6 \pm 21,63$ м, до выборочных рубок – от 1 до 103 м, в среднем ($n=56$) $32,96 \pm 23,79$ м, до линейных нарушений, таких как трасса, ЛЭП и осушительный канал – от 5 до 65 м, в среднем ($n=6$) $43,67 \pm 21,21$ м. На дистанции до 40 м от гнезда до края зоны нарушения все гнёзда неясытей оказались брошенными, исходя из большого числа, опасная зона, в которой вероятность оставления гнезда высока, составляет 40–105 м. Далее 105 м от гнезда длиннохвостая неясыть терпимо относится к нарушениям, связанным с рубкой леса.

В Венгрии для длиннохвостой неясыти предлагается буферная зона радиусом 100 м (3,14 га) с запретом любых продолжительных нарушений и 100–200 м (3,14–

Длиннохвостая неясыть в гнезде, устроенном на сосне в постройке чёрного коршуна. Фото И. Карякина.

Ural Owl in the nest constructed by a Black Kite on the pine tree.
Photo by I. Karyakin.

12,56 га) – с запретом беспокойства в период с 1 февраля по 15 июля (Pongracz, Horvath, 2010). В Великобритании для близкого вида – серой неясыти (*Strix aluco*) предложены буферные зоны вокруг гнёзд радиусом 80–125 м (Petty, 1998).

Согласно нашим исследованиям, обоснованный радиус буферной зоны вокруг гнезда длиннохвостой неясыти должен быть не менее 72 м (табл. 5), в оптимальном варианте – 144 м. Так как длиннохвостая неясыть во время размножения занимает постройки канюка, коршуна и тетеревиатника размером от 0,4 до 1 м, то для стандартизации размеров буферных зон для этой совы, необходимо придерживаться радиуса 300 м, с определёнными послаблениями в режиме (выборочные рубки и рубки ухода) вне гнездового периода в зоне от 144 до 300 м, если иное не предусмотрено региональными Красными книгами.

Заключение

Как видно из данного обзора, проблема уничтожения мест гнездования хищных птиц не нова и лежит в основе причин сокращения численности популяций многих лесных видов, как в России, так и за рубежом. Даже в европейских странах, где лесопользователи всегда достаточно серьёзно относились к природоохранному законодательству, наблюдалось регулярное уничтожение гнёзд хищных птиц

в ходе рубок. Например, на небольшой территории в Нидерландах, только за один 1998 г. рубками были уничтожены 2,5 % гнёзд тетеревиатников (14 из 559), 0,5 % гнёзд перепелятников (3 из 569), 1,3 % гнёзд канюков (17 из 1327) и 0,9; гнёзд чеглоков (1 из 117) (Bijlsma, 1999). Аналогичные масштабы разрушения гнёзд были отмечены и в Финляндии (Santangeli et al., 2012). Однако, негативную тенденцию удалось переломить, вовлекая лесопользователей в программы добровольного сохранения гнёзд хищных птиц. В частности, в Северной Карелии лесопользователям предлагалось добровольно выделить буферы вокруг гнёзд тетеревиатника, канюка и осоеда в осваиваемых ими лесах. Участие основывалось на самомотивации, без какого-либо финансового стимулирования. Участие в программе оказалось очень высоким – к ней в 2002–2006 гг. присоединились 97 % из 327 лесопользователей. Это положительно сказалось на сохранении гнёзд хищных птиц – их потеря в ходе рубок леса уменьшилась с 54 % в 1990-е годы ($n=327$ известных гнёзд) до всего 2 % с начала программы ($n=519$ гнёзд) (Santangeli et al., 2012). Это очень обнадеживающая информация, которая позволяет надеяться, на то, что и в России когда-нибудь подобное станет возможным. Хорошим механизмом в реализации подобных программ может стать процесс добровольной лесной сертификации по стандартам FSC¹⁵⁰, к которому уже сейчас присоединяются некоторые лесопользователи.

Благодарности

Авторы благодарят всех участников экспедиций, в ходе которых был собран материал для данного исследования, особенно Ринура Бекмансурова, Алексея Вагина, Сергея Важова, Людмилу Зиневич, Михаила Кожевникова, Романа Лапшина, Алексея Левашкина, Ольгу Смагину, Дмитрия Штоля и Елену Шнайдер. Большая часть экспедиций выполнена в рамках проектов Российской сети изучения и охраны пернатых хищников, программ МБОО «Сибирский экологический центр» и АКО «Гейслеровское экологическое общество», поддержанных ГГФ, Альянсом «Экодело», Русским географическим обществом (проект «Орлы России») и Алтае-Саянским отделением ВВФ.

Литература

Апарова И.И. Гнездование ястреба-тетеревиатника в городском лесопарке. – Ястреб-тетеревиатник: место в экосистемах России. Материалы к IV конференции по хищным птицам Северной Евразии. Пенза, 1–3 февраля 2003 г. / Ред. В.П. Белик. Пенза–Ростов, 2003. С. 13–15. [Aparova I.I. Nesting of goshawk in urban forest park. – Goshawk: Position in ecosystems of Russia. Materials of the 4th North-Eurasian Conference on Raptors, Penza, Russia, 1–3 February 2003 / V.P. Belik (Ed.). Penza–Rostov, 2003: 13–15 (in Russian).]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/22457> Дата обращения: 12.12.2017.

Бабушкин М.В., Кузнецов А.В. Первая попытка формирования на Рыбинском водохранилище гнездовой группировки скопы, толерантной к фактору беспокойства. – Изучение и охрана хищных птиц Северной Евразии: Материалы V международной конференции по хищным птицам Северной Евразии. Иваново, 4–7 февраля 2008 г. – Иваново: Иван. гос. ун-т, 2008. С. 32–33. [Babushkin M.V., Kuznetsov A.V. The first attempt of developing of the Osprey nesting group tolerant to human disturbance round Rybinsk Reservoir. – Research and Conservation of the Raptors in Northern Eurasia: Materials of the 5th Conference on Raptors of Northern Eurasia Ivanovo, 4–7 February 2008. Ivanovo, 2008: 32–33 (in Russian).]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/11205> Дата обращения: 12.12.2017.

Бабушкин М.В., Кузнецов А.В. Современная численность и распределение гнездовых группировок скопы и орлана-белохвоста на северо-западе России. – Пернатые хищники и их охрана. 2013. № 27. С. 32–39. [Babushkin M.V., Kuznetsov A.V. The Current Number and Distribution of the Osprey and the White-Tailed Eagle Nestings Groups in North West Russia. – Raptors Conservation. 2013. 27: 32–39.]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/21127> Дата обращения: 12.12.2017.

Бакка С.В. Скопа – *Pandion haliaetus* L. – Красная книга Нижегородской области. Том 1. Животные. 2-е изд. перераб. и доп. Нижний Новгород: ДЕКОМ, 2014а. С. 99–100. [Bakka S.V. Osprey – *Pandion haliaetus* L. – Red Data Book of the Nizhniy Novgorod region. Vol. 1. Animals. Second edition. Nizhniy Novgorod, 2014a: 99–100 (in Russian).]. URL: http://mineco-nn.ru/File/okr_sreda/Krasnay_kniga-2014-2.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Бакка С.В. Большой подорлик – *Aquila clanga* Pall. – Красная книга Нижегородской области. Том 1. Животные. 2-е изд. перераб. и доп. Нижний Новгород: ДЕКОМ, 2014б. С. 104–105. [Bakka S.V. Greater Spotted Eagle – *Aquila clanga* Pall. – Red Data Book of the Nizhniy Novgorod region. Vol. 1. Animals. Second edition. Nizhniy Novgorod, 2014b: 104–105 (in Russian).]. URL: http://mineco-nn.ru/File/okr_sreda/Krasnay_kniga-2014-2.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

¹⁵⁰ <http://ru.fsc.org/ru-ru>

Бакка С.В. Беркут – *Aquila chrysaetos* L. – Красная книга Нижегородской области. Том 1. Животные. 2-е изд. перераб. и доп. Нижний Новгород: ДЕКОМ, 2014с. С. 107–108. [Bakka S.V. Golden Eagle – *Aquila chrysaetos* L. – Red Data Book of the Nizhniy Novgorod region. Vol. 1. Animals. Second edition. Nizhniy Novgorod, 2014с: 107–108 (in Russian).]. URL: http://mineco-nn.ru/File/okr_sreda/Krasnay_kniga-2014-2.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Бакка С.В. Орлан-белохвост – *Haliaeetus albicilla* L. – Красная книга Нижегородской области. Том 1. Животные. 2-е изд. перераб. и доп. Нижний Новгород: ДЕКОМ, 2014д. С. 108–109. [Bakka S.V. White-Tailed Eagle – *Haliaeetus albicilla* L. – Red Data Book of the Nizhniy Novgorod region. Vol. 1. Animals. Second edition. Nizhniy Novgorod, 2014д: 108–109 (in Russian).]. URL: http://mineco-nn.ru/File/okr_sreda/Krasnay_kniga-2014-2.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Бакка С.В. Филин – *Bubo bubo* L. – Красная книга Нижегородской области. Том 1. Животные. 2-е изд. перераб. и доп. Нижний Новгород: ДЕКОМ, 2014е. С. 143–144. [Bakka S.V. Eagle Owl – *Bubo bubo* L. – Red Data Book of the Nizhniy Novgorod region. Vol. 1. Animals. Second edition. Nizhniy Novgorod, 2014е: 143–144 (in Russian).]. URL: http://mineconn.ru/File/okr_sreda/Krasnay_kniga-2014-2.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Бакка С.В., Бакка А.И., Левашкин А.П. Бородатая неясыть – *Strix nebulosa* J.R. Forst. – Красная книга Нижегородской области. Том 1. Животные. 2-е изд. перераб. и доп. Нижний Новгород: ДЕКОМ, 2014. С. 148–149. [Bakka S.V., Bakka A.I., Levashkin A.P. Great Grey Owl – *Strix nebulosa* J.R. Forst. – Red Data Book of the Nizhniy Novgorod region. Vol. 1. Animals. Second edition. Nizhniy Novgorod, 2014: 148–149 (in Russian).]. URL: http://mineco-nn.ru/File/okr_sreda/Krasnay_kniga-2014-2.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Бакка С.В., Карякин И.В., Москалик Л.Н. Первый случай гнездования скопы на опоре ЛЭП в Поволжье, Россия. – Пернатые хищники и их охрана. 2008. № 11. С. 76. [Bakka S.V., Karyakin I.V., Moskalik L.N. The First Record of the Osprey Breeding on the Electric Pole in Povolzhye, Russia. – Raptors Conservation. 2008. 11: 76.]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/25034> Дата обращения: 12.12.2017.

Бакка С.В., Киселёва Н.Ю. Орлан-белохвост в Нижегородской области, Россия. – Пернатые хищники и их охрана. 2009. № 13. С. 21–27. [Bakka S.V., Kiseleva N.Yu. The White-Tailed Eagle in the N. Novgorod District, Russia – Raptors Conservation. 2009. 13: 21–27.]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/24900> Дата обращения: 12.12.2017.

Бакка С.В., Киселёва Н.Ю. Орёл-карлик – *Hieraaetus pennatus* Gmel. – Красная книга Нижегородской области. Том 1. Животные. 2-е изд. перераб. и доп. Нижний Новгород: ДЕКОМ, 2014. С. 103–104. [Bakka S.V., Kiseleva N.Yu. Booted Eagle – *Hieraaetus pennatus* Gmel. – Red Data Book of the Nizhniy Novgorod region. Vol. 1. Animals. Second edition. Nizhniy Novgorod, 2014: 103–104. (in Russian).]. URL: http://mineco-nn.ru/File/okr_sreda/Krasnay_kniga-2014-2.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Бахтин Р.Ф. Чёрный коршун в антропогенных ландшафтах. Алтайская гос. академия обр-я им. В.М. Шукшина. Бийск: ФГБОУ ВПО «АГАО», 2013. 123 с. [Bachtin R.F. Black Kite in anthropogenic landscapes. Shukshin Altai State Academy of Education. Biysk, 2013: 1–123 (in Russian).]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/27843> Дата обращения: 12.12.2017.

Бахтин Р.Ф. Гнездовые предпочтения чёрного коршуна в лесополосах Алтайского края, Россия. – Пернатые хищники

и их охрана. 2016. № 32. С. 49–58. [Bachtin R.F. Breeding ecology of the Black Kite in forest shelter belts of Altai Kray, Russia. – Raptors Conservation. 2016. 32: 49–58.] DOI: 10.19074/1814-8654-2016-32-49-58 URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/26932> Дата обращения: 12.12.2017.

Бахтин Р.Ф., Важов С.В. Воробьиный сыч *Glaucidium passerinum* (Linnaeus, 1758). – Красная книга Алтайского края. Том 2. Редкие и находящиеся под угрозой исчезновения виды животных. Барнаул, 2016. С. 228–229. [Bachtin R.F., Vazhov S.V. Eurasian Pygmy Owl – *Glaucidium passerinum* (Linnaeus, 1758). – Red Data Book of the Altai Kray. Vol. 2. Rare and endangered species of animals. Barnaul, 2016: 228–229. (in Russian).]. URL: http://altaipriroda.ru/krasnaya_kniga Дата обращения: 12.12.2017.

Бахтин Р.Ф., Важов С.В., Макаров А.В. Экология синантропной популяции чёрного коршуна в окрестностях Бийска, Алтайский край, Россия. – Пернатые хищники и их охрана. 2010. № 20. С. 68–83. [Bachtin R.F., Vazhov S.V., Makarov A.V. Ecology of Synanthropic Populations of the Black Kite in the Vicinities of Biysk, Altai Kray, Russia. – Raptors Conservation. 2010. 20: 68–83.]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/19240> Дата обращения: 12.12.2017.

Бекмансуров Р.Х., Аюпов А.С., Карякин И.В., Костин Е.С. Результаты мониторинга гнездовых группировок орлана-белохвоста на некоторых особо охраняемых и прилегающих к ним природных территориях в Республике Татарстан в 2012 году, Россия. – Пернатые хищники и их охрана. 2012. № 25. С. 79–96. [Bekmansurov R.H., Ayupov A.S., Karyakin I.V., Kostin E.S. Results of the Monitoring of the White-Tailed Eagle Populations in Some Protected Areas and Adjacent Territories in the Republic of Tatarstan in 2012, Russia. – Raptors Conservation. 2012. 25: 79–96.]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/19107> Дата обращения: 12.12.2017.

Белик В.П. Тетеревятник в степном Придону: распространение и экология. – Ястреб-тетеревятник: место в экосистемах России. Материалы к IV конференции по хищным птицам Северной Евразии. Пенза, 1–3 февраля 2003 г. / Ред. В.П. Белик. Пенза–Ростов, 2003. С. 15–48. [Belik V.P. Goshawks in the steppe part of Don region: distribution and ecology. – Goshawk: Position in ecosystems of Russia. Materials of the 4th North-Eurasian Conference on Raptors, Penza, Russia, 1–3 February 2003 / V.P. Belik (Ed.). Penza–Rostov, 2003: 15–48 (in Russian).]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/22457> Дата обращения: 12.12.2017.

Белик В.П. Освоение орланом-белохвостом новой адаптации к гнездованию на опорах ЛЭП. – Байкальский зоологический журнал. 2013. № 2 (13). С. 5–7 [Belik V.P. The familiarization of White-Tailed Eagle to the new adaptation to the nestling at the poles of power lines. – Baikal zoological magazine. 2013. № 2 (13): 5–7 (in Russian).]. URL: <http://rbcu.ru/news/26804> Дата обращения: 12.12.2017.

Белик В.П. Орёл-могильник, или карагуш *Aquila heliaca* Savigny, 1809. – Красная книга Ростовской области: Издание 2-е. Т. 1. Животные. Ростов-на-Дону: Минприроды Ростовской области, 2014. С. 1006–1011. [Электронный ресурс]. [Belik V.P. Imperial Eagle *Aquila heliaca* Savigny, 1809. – Red Data Book of the Rostov Region: Second Edition. T. 1. Animals. Rostov-on-Don: Ministry of Environment of the Rostov Region, 2014: 1006–1011. [Electronic resource] (in Russian).]. URL: <http://минприроды.рф/upload/iblock/758/Volume1.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Березовиков Н.Н. Основные факторы, лимитирующие численность беркута в Казахстане. – Охота с ловчими птицами: история и современность. Материалы Международ-

ной научно-практической конференции / под ред. А.М. Мелдебекова. Алматы, 2017. С. 54–60. [Berezovikov N.N. The main factors limiting the population numbers of Golden Eagles in Kazakhstan. – Hunting with birds of prey: history and contemporaneity. Articles of the International Scientific and practical Conference / A.M. Meldebekov et al. Eds. Almaty, 2017: 54–60.]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/29782> Дата обращения: 12.12.2017.

Важов С.В. Некоторые особенности экологических ниш пернатых хищников в российской части предгорий Алтая. – Пернатые хищники и их охрана. 2012. № 25. С. 115–125. [Vazhov S.V. Some Features of the Ecological Niches of Raptors in the Russian Part of the Altai Foothills. – Raptors Conservation. 2012. 25: 115–125]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/19118> Дата обращения: 12.12.2017.

Важов С.В., Бахтин Р.Ф. Большой подорлик – *Aquila clanga* Pallas, 1811. – Красная книга Алтайского края. Том 2. Редкие и находящиеся под угрозой исчезновения виды животных. Барнаул, 2016а. С. 157–159. [Vazhov S.V., Bachtin R.F. Greater Spotted Eagle – *Aquila clanga* Pallas, 1811. – Red Data Book of the Altai Kray. Vol. 2. Rare and endangered species of animals. Barnaul, 2016a: 157–159. (in Russian).]. URL: http://altaipriroda.ru/krasnaja_kniga Дата обращения: 12.12.2017.

Важов С.В., Бахтин Р.Ф. Беркут – *Aquila chrysaetos* (Linnaeus, 1758). – Красная книга Алтайского края. Том 2. Редкие и находящиеся под угрозой исчезновения виды животных. Барнаул, 2016б. С. 162–164. [Vazhov S.V., Bachtin R.F. Golden Eagle – *Aquila chrysaetos* (Linnaeus, 1758). – Red Data Book of the Altai Kray. Vol. 2. Rare and endangered species of animals. Barnaul, 2016b: 162–164. (in Russian).]. URL: http://altaipriroda.ru/krasnaja_kniga Дата обращения: 12.12.2017.

Важов С.В., Бахтин Р.Ф. Орлан-белохвост – *Haliaeetus albicilla* (Linnaeus, 1758). – Красная книга Алтайского края. Том 2. Редкие и находящиеся под угрозой исчезновения виды животных. Барнаул, 2016с. С. 165–167. [Vazhov S.V., Bachtin R.F. White-Tailed Eagle – *Haliaeetus albicilla* (Linnaeus, 1758). – Red Data Book of the Altai Kray. Vol. 2. Rare and endangered species of animals. Barnaul, 2016c: 165–167. (in Russian).]. URL: http://altaipriroda.ru/krasnaja_kniga Дата обращения: 12.12.2017.

Важов С.В., Бахтин Р.Ф. Филин – *Bubo bubo* (Linnaeus, 1758). – Красная книга Алтайского края. Том 2. Редкие и находящиеся под угрозой исчезновения виды животных. Барнаул, 2016д. С. 225–227. [Vazhov S.V., Bachtin R.F. Eagle Owl – *Bubo bubo* (Linnaeus, 1758). – Red Data Book of the Altai Kray. Vol. 2. Rare and endangered species of animals. Barnaul, 2016d: 225–227. (in Russian).]. URL: http://altaipriroda.ru/krasnaja_kniga Дата обращения: 12.12.2017.

Важов С.В., Бахтин Р.Ф. Бородатая неясыть – *Strix nebulosa* Forster, 1772. – Красная книга Алтайского края. Том 2. Редкие и находящиеся под угрозой исчезновения виды животных. Барнаул, 2016е. С. 229–231. [Vazhov S.V., Bachtin R.F. Great Grey Owl – *Strix nebulosa* Forster, 1772. – Red Data Book of the Altai Kray. Vol. 2. Rare and endangered species of animals. Barnaul, 2016e: 229–231. (in Russian).]. URL: http://altaipriroda.ru/krasnaja_kniga Дата обращения: 12.12.2017.

Важов С.В., Бахтин Р.Ф., Петров В.Ю. Могильник – *Aquila heliaca* Savigny, 1809. – Красная книга Алтайского края. Том 2. Редкие и находящиеся под угрозой исчезновения виды животных. Барнаул, 2016. С. 159–161. [Vazhov S.V., Bachtin R.F., Petrov V.Yu. Eastern Imperial Eagle – *Aquila heliaca* Savigny, 1809. – Red Data Book of the Altai Kray. Vol. 2.

Rare and endangered species of animals. Barnaul, 2016: 159–161. (in Russian).]. URL: http://altaipriroda.ru/krasnaja_kniga Дата обращения: 12.12.2017.

Важов С.В., Рыбальченко Д.В. Результаты мониторинга некоторых гнездовых участков филина в Алтайском крае в 2012 г., Россия. — Пернатые хищники и их охрана. 2013. № 26. С. 109–115 [Vazhov S.V., Rybalchenko D.V. Monitoring Results for Some Breeding Territories of the Eagle Owl in the Altai Kray in 2012, Russia. – Raptors Conservation. 2013. 26: 109–115]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/19597> Дата обращения: 12.12.2017.

Витер С.Г. Распространение и особенности биологии орлана-белохвоста (*Haliaeetus albicilla*) в Днепро-Донском междуречье. – Байкальский зоологический журнал. 2013. № 2 (13). С. 16–23. [Viter S.G. The spread and peculiarities of biology of White-Tailed Eagle (*Haliaeetus albicilla*) in Dnepr and Don rivers. – Baikal zoological magazine. 2013. 2 (13): 16–23 (in Russian).]. URL: <http://www.rbcu.ru/information/1883/26803> Дата обращения: 12.12.2017.

Витер С.Г. «Гнездовой консерватизм» (верность месту), лесное хозяйство и стратегия охраны хищных птиц в Украине. – Пернатые хищники и их охрана. 2014. № 29. С. 39–51. [Viter S.G. A Site Fidelity, Forestry and Raptor Conservation in Ukraine. – Raptors Conservation. 2014. 29: 39–51.] DOI: 10.19074/1814-8654-2014-29-39-51 URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/25757> Дата обращения: 12.12.2017.

Вуолкер Д.Г. Дают ли предположения относительно экологии беркута (*Aquila chrysaetos*) надёжные рекомендации для регулирования этого вида? – Орлы Палеарктики: изучение и охрана – тезисы международной научно-практической конференции, Елабуга (Татарстан, Россия), 20–23 сентября 2013 г. / ред. А.А. Каюмов, И.В. Карякин, Э.Г. Николенко, Е.П. Шнайдер. Елабуга, 2013. С. 26. [Walker D.G. Do expectations about *Aquila chrysaetos* ecology produce reliable guidance for species management? – Eagles of Palearctic: Study and Conservation – Abstracts of the International Scientific and Practical Conference, Elabuga, Tatarstan Republic, Russia, 20–23 September 2013 / Eds. A.A. Kayumov, I.V. Karyakin, E.G. Nikolenko, E.P. Shnyder. Elabuga, 2013: 26]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/19978> Дата обращения: 12.12.2017.

Гаврилюк М.Н. Орлан-белохвост в Украине: современное состояние, биология и охрана. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук. Киев, 2002. 16 с. [Gavriilyuk M.N. The White-tailed Eagle in Ukraine: current status, biology and protection. Thesis for a candidate degree of biological science. Kiev, 2002: 1–16. (In Ukrainian).]. URL: <http://base.dnsgb.com.ua/files/ard/2002/02gmnsbo.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Гаврилюк М.Н. Изменение численности орлана-белохвоста на территории Украины в XX ст. и возможные их причины. – Беркут. 2004. Т. 13, вып. 2. С. 205–225. [Gavriilyuk M.N. Population trends of the White-Tailed Eagle in Ukraine during XX century and probable their reasons. – Berkut. 2004. 13(2): 205–225. (in Russian).]. URL: <http://www.aetos.kiev.ua/berkut/berkut13-2/ecology13-2-4.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Гаврилюк М.Н. Орлан-білохвіст *Haliaeetus albicilla* (Linnaeus, 1758). – Червона книга України. Тваринний світ за ред. І.А. Акімова. Київ: Глобалконсалтинг, 2009. С. 432. [Gavriilyuk M.N. White-Tailed Eagle *Haliaeetus albicilla* (Linnaeus, 1758). – Red Data Book of Ukraine. Animals / ed. I.A. Akimov. Kiev, 2009: 432. (in Ukrainian).]. URL: <http://redbook-ua.org/ru/item/haliaeetus-albicilla-linnaeus/> Дата обращения: 12.12.2017.

- Гаврилюк М. Н., Грищенко В. М. Продуктивність розмноження орлана-білохвоста (*Haliaeetus albicilla* (L.)) в Україні в 1988–2008 рр. – Новітні дослідження соколоподібних та сов. Матеріали III Міжнародної наукової конференції «Хижі птахи України», м. Кривий Ріг, 24–25 жовтня 2008 р. Кривий Ріг, 2008. С. 79–85. [Gavrilyuk M.N., Grishchenko V.M. Breeding productivity of the White-Tailed Eagle (*Haliaeetus albicilla* (L.)) in Ukraine in 1988–2008. – Modern Study of Birds of Prey and Owls. Materials of III International Scientific Conference “Birds of Prey and Owls of Ukraine”. Kryvyi Rih, 24–25 October 2008. Kryvyi Rih, 2008: 79–85 (in Ukrainian).]. URL: https://raptors.org.ua/ru/wp-content/files/KrR2008_79-85.pdf Дата обращения: 12.12.2017.
- Галушин В.М. Адаптация хищных птиц к современным антропогенным воздействиям. – Зоологический журнал. 1982. 61 (7). С. 1088–1096. [Galushin V.M. Adaptation of birds of prey to modern anthropogenic influences. – Zoological journal. 1982. 61 (7): 1088–1096.].
- Галушин В.М. Беркут *Aquila chrysaetos* (Linnaeus, 1758). – Красная книга Российской Федерации (животные). М., 2001. С. 440–442. [Galushin V.M. Golden Eagle *Aquila chrysaetos* (Linnaeus, 1758). – Red Data Book of Russian Federation (animals). Moscow, 2001: 440–442 (in Russian).]. URL: <http://biodat.ru/db/rb/rb.php?src=1&vid=283> Дата обращения: 12.12.2017.
- Ганусевич С.А. Скопа *Pandion haliaetus* (Linnaeus, 1758). – Красная книга Российской Федерации (животные). М., 2001. С. 421–423. [Ganusevich S.A. Osprey *Pandion haliaetus* (Linnaeus, 1758). – Red Data Book of Russian Federation (animals). Moscow, 2001: 421–423 (in Russian).]. URL: <http://biodat.ru/db/rb/rb.php?src=1&vid=271> Дата обращения: 12.12.2017.
- Гейдаров П.Ш. Алгоритм определения расположения и размеров объектов на основе анализа изображений объектов. – Компьютерная оптика 2011. Том 35, № 2. С. 275–280. [Geidarov P.S. Algorithm for determining the location and dimensions of objects based on analysis of image objects. – Computer Optics. 2011. 35(2): 275–280 (in Russian).]. URL: <http://www.computeroptics.smr.ru/KO/PDF/KO35-2/21.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.
- Грибков А. Заказники – под топор? – Российская сеть изучения и охраны пернатых хищников. 2014 [Gribkov A. Nature Reserves – under axe? – Russian Raptor Research and Conservation Network. 2014 (in Russian).]. URL: <http://rrcn.ru/ru/archives/19850> Дата обращения: 12.12.2017.
- Гринченко О.С., Волков С.В., Макаров А.В. Современное состояние и тенденции изменения численности и распространения большого и малого подорликов в Дубненской низменности, Московская область. – Изучение и охрана большого и малого подорликов в Северной Евразии: Материалы к V международной конференции по хищным птицам Северной Евразии, Иваново, 4–7 февраля 2008 г. / Ред. В.Н. Мельников, В.Ч. Домбровский, А.Л. Мищенко. Иваново: Ивановский государственный университет, 2008. С. 72–74. [Grinchenko O.S., Volkov S.V., Makarov A.V. Current status, number and distribution trends of Great and Lesser Spotted Eagle in Dubna lowland, Moscow region. – Research and Conservation of the Greater Spotted Eagle and Lesser Spotted Eagle in Northern Eurasia: Proceedings of the V International Conference on Raptors of Northern Eurasia, Ivanovo, 4–7 February 2008 g. / Eds. V.N. Melnikov, V.Ch. Dombrovskiy, A.L. Mishchenko. Ivanovo, 2008: 72–74 (in Russian).]. URL: <http://rrcn.ru/ru/archives/11198> Дата обращения: 12.12.2017.
- Гришанов Г.В., Лысанский И.Н. Орлан-белохвост *Haliaeetus albicilla* в Калининградской области. – Байкаль-ский зоологический журнал. 2013. № 2 (13). С. 24–28. [Grishanov G.V., Lisanskiy I.N. White-Tailed Eagle *Haliaeetus albicilla* in Kaliningrad region. – Baikal zoological magazine. 2013. 2 (13): 24–28 (in Russian).]. URL: <http://rbcu.ru/news/26804> Дата обращения: 12.12.2017.
- Громазин О.А., Филимонов А.В., Погорский Н.В., Шисалов И.С. Способ определения расстояния до объекта при помощи камеры (варианты). Патент RU 2602729. Владелец патента: ООО «ДиСиКон». – Google Patents. 2014. [Gromazin O.A., Filimonov A.V., Pogorsky N.V., Shishalov I.S. Method of distance to object determining by means of camera (versions). Patent RU 2602729. The owner of the patent: DiCiCon LLC. – Google Patents. 2014.]. URL: <https://patents.google.com/patent/RU2602729C2/> ru Дата обращения: 12.12.2017.
- Джамирзоев Г.С., Букреев С.А., Бархалов Р.М., Мазанова Л.Ф., Яровенко Ю.А., Куниев К.М., Плакса С.А., Первозов А.Г., Газарян С.В., Аскендеров А.Д., Насрулаев Н.И., Бабаев Э.А., Яровенко А.Ю. Редкие позвоночные животные заповедника «Дагестанский» / Под ред. Г.С. Джамирзоева и С.А. Букреева. – Труды заповедника «Дагестанский». Вып. 6. Махачкала, 2013. 372 с. [Dzhamirzoev G.S., Bukreev S.A., Barkhalov R.M., Mazanova L.F., Yarovenko Yu.A., Kuniev K.M., Plaksa S.A., Perevozov A.G., Gazaryan C.V., Askenderov A.D., Nasrulaev N.I., Babaev E.A., Yarovenko A.Yu. Rare vertebrate animals of the Dagestan State Nature Reserve / Eds. G.S. Dzhamirzoev and S.A. Bukreev. – Proceedings of the Dagestan Reserve. Vol. 6. Makhachkala, 2013: 1–372 (in Russian).]. URL: <https://cloud.mail.ru/public/BvE2/4xTSH1u13> Дата обращения: 12.12.2017.
- Динкевич М.А. Гнездование скопы на опоре ЛЭП в дельте Волги, Астраханская область, Россия. – Пернатые хищники и их охрана. 2011. № 22. С. 198–200. [Dinkevich M.A. Nesting of the Osprey on the Electric Pole in the Volga Delta, Astrakhan District, Russia. – Raptors Conservation 2011. 22: 198–200]. URL: <http://rrcn.ru/ru/archives/12800> Дата обращения: 12.12.2017.
- Домашевский С.В. Подорлик великий *Aquila clanga* (Pallas, 1811). – Червона книга України. Тваринний світ/ за ред. І.А. Акімова. Київ: Глобалконсалтинг, 2009. С. 428. [Domashevskiy S.V. Greater Spotted Eagle *Aquila clanga* (Pallas, 1811). – Red Data Book of Ukraine. Animals / ed. I.A. Akimov. Kiev, 2009: 428. (in Ukrainian).]. URL: <http://redbook-ua.org/ru/item/aquila-clanga-pallas/> Дата обращения: 12.12.2017.
- Домашевский С.В., Бумар Г.В. Сова борода Strix nebulosa Forster, 1772. – Червона книга України. Тваринний світ/ за ред. І.А. Акімова. Київ: Глобалконсалтинг, 2009. С. 469. [Domashevskiy S.V., Bumar G.V. Great Grey Owl *Strix nebulosa* Forster, 1772. – Red Data Book of Ukraine. Animals / ed. I.A. Akimov. Kiev, 2009: 469. (in Ukrainian).]. URL: <http://redbook-ua.org/ru/item/strix-nebulosa-forster/> Дата обращения: 12.12.2017.
- Домашевский С.В., Годованец Б.Й. Беркут *Aquila chrysaetos* (Linnaeus, 1758). – Червона книга України. Тваринний світ/ за ред. І.А. Акімова. Київ: Глобалконсалтинг, 2009. С. 431. [Domashevskiy S.V., Godovanec B.I. Golden Eagle *Aquila chrysaetos* (Linnaeus, 1758). – Red Data Book of Ukraine. Animals / ed. I.A. Akimov. Kiev, 2009: 431. (in Ukrainian).]. URL: <http://redbook-ua.org/ru/item/aquila-chrysaetos-linnaeus/> Дата обращения: 12.12.2017.
- Домашевский С.В., Стригунов В.І. Підорлик малий *Aquila rotundifrons* (C.L. Brehm, 1831). – Червона книга України. Тваринний світ/ за ред. І.А. Акімова. Київ: Глобалконсалтинг,

2009. С. 429. [Domashevskiy S.V., Strigunov V.I. Lesser Spotted Eagle *Aquila pomarina* (C.L. Brehm, 1831). – Red Data Book of Ukraine. Animals / ed. I.A. Akimov. Kiev, 2009: 429. (in Ukrainian)]. URL: <http://redbook-ua.org/ru/item/aquila-pomarina-c-l-brehm/> Дата обращения: 12.12.2017.

Домбровский В.Ч. Результаты мониторинга численности орлов в Беларуси. – Пернатые хищники и их охрана. 2013. № 27. С. 92–101. [Dombrovski V.C. Results of the Monitoring of Eagle Numbers in Belarus. – Raptors Conservation. 2013. 27: 92–101.]. URL: <http://rrcn.ru/ru/archives/21147> Дата обращения: 12.12.2017.

Домбровский В.Ч., Ивановский В.В. Малый подорлик *Aquila pomarina* C.L. Brehm, 1831. – Красная книга Республики Беларусь. 2006. [Dombrovski V.C., Ivanovski V.V. Lesser Spotted Eagle *Aquila pomarina* C.L. Brehm, 1831. – Red Data Book of Republic of Belarus. 2006 (in Russian).]. URL: <http://redbook.minpriroda.gov.by/animalsinfo.html?id=37> Дата обращения: 12.12.2017.

Друп А.И. О заселении ястребами населенных пунктов Центрального Предкавказья. – Птицы Южной России: Материалы Международной орнитологической конференции «Итоги и перспективы развития орнитологии на Северном Кавказе в XXI веке», посвященной 20-летию деятельности Северо-Кавказской орнитологической группы. Ростов на Дону, 2002. С. 107–108. [Drup A.I. On the occupancy by Goshawks of settlements of the Central Ciscaucasia. – Birds of Southern Russia: Materials of the International Ornithological Conference “Results and Prospects of Ornithology Development in the North Caucasus in the 21st Century”, dedicated to the 20th anniversary of the activities of the North Caucasian Ornithological Group. Rostov on Don, 2002: 107–108].

Друп А.И., Ильях М.П. Тетеревятник в Предкавказье. – Ястреб-тетеревятник: место в экосистемах России. Материалы к IV конференции по хищным птицам Северной Евразии. Пенза, 1–3 февраля 2003 г. / Ред. В.П. Белик. Пенза–Ростов, 2003. С. 62–80. [Drup A.I., Ilyukh M.P. Goshawk in Ciscaucasia. – Goshawk: Position in ecosystems of Russia. Materials of the 4th North-Eurasian Conference on Raptors, Penza, Russia, 1–3 February 2003 / V.P. Belik (Ed.). Penza–Rostov, 2003: 62–80 (in Russian).]. URL: <http://rrcn.ru/ru/archives/22457> Дата обращения: 12.12.2017.

Ежегодный доклад о состоянии и использовании лесов Российской Федерации в 2011 г. Москва, 2013. 113 с. [Annual report on the state and use of forests of the Russian Federation in 2011. Moscow, 2013: 1–113 (in Russian).]. URL: <http://www.mnr.gov.ru/upload/iblock/780/lesarf2011.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Жимулёв И.Ф., Ананько Н.Г., Андреенков О.В., Костерин О.Э. Распределение гнезд хищных птиц на территории Новосибирского Академгородка и в его ближайших окрестностях. Россия. – Пернатые хищники и их охрана. 2008. № 11. С. 73–75. [Zhimulev I.F., Ananko N.G., Andreenkov O.V., Kosterin O.E. Distribution of Nests of Birds of Prey in Akademgorodok of Novosibirsk and its Vicinities, Russia. – Raptors Conservation. 2008. 11: 73–75.]. URL: <http://rrcn.ru/ru/archives/25030> Дата обращения: 12.12.2017.

Зиневич Л.С., Карякин И.В., Шнайдер Е.П., Штоль Д.А. Уцелевшие чудом. – Российская сеть изучения и охраны пернатых хищников. 2016. [Zinevich L.S., Karyakin I.V., Shnayder E.P., Shtol D.A. Saved by a Miracle. – Russian Raptor Research and Conservation Network. 2016]. URL: <http://rrcn.ru/ru/archives/26536> Дата обращения: 12.12.2017.

Ивановский В.В. Хищные птицы Белорусского Поозерья: монография. Витебск: УО «ВГУ им. П.М. Машерова», 2012.

209 с. [Ivanovski V.V. The Birds of Prey in the Belorussian Poozerie. Vitebsk, 2012: 1–209 (in Russian).]. URL: <http://rrcn.ru/ru/archives/24498> Дата обращения: 12.12.2017.

Ивановский В.В. Займёт ли орлан-белохвост *Haliaeetus albicilla* экологическую нишу беркута *Aquila chrysaetos* в Северной Белоруссии? – Русский орнитологический журнал. 2014. Т. 23, Вып. 1063: 3331–3341. [Ivanovski V.V. Will be the White-Tailed Eagle *Haliaeetus albicilla* occupy the ecological niche of Golden Eagle *Aquila chrysaetos* in Northern Belarus? – Russian Ornithological Journal. 2014. 23(1063): 3331–3341. (in Russian).]. URL: <https://cyberleninka.ru/article/n/zaymyot-li-orlan-belohvost-haliaeetus-albicilla-ekologicheskuyu-nishu-berkuta-aquila-chrysaetos-v-severnoy-belorussii> Дата обращения: 12.12.2017.

Ивановский В.В. Исчезнет ли дербник на гнездовании из Северной Белоруссии? – Пернатые хищники и их охрана. 2016. № 32. С. 112–117. [Ivanovsky V.V. Will the Merlin disappear as a breeding species from Northern Belarus? – Raptors Conservation. 2016. 32: 112–117.]. DOI: 10.19074/1814-8654-2016-32-112-117 URL: <http://rrcn.ru/ru/archives/26953> Дата обращения: 12.12.2017.

Ивановский В.В., Домбровский В.Ч. Орлан-белохвост *Haliaeetus albicilla* (Linnaeus, 1758). – Красная книга Республики Беларусь. 2006а. [Ivanovski V.V., Dombrovski V.C. White-Tailed Eagle *Haliaeetus albicilla* (Linnaeus, 1758). – Red Data Book of Republic of Belarus. 2006a (in Russian).]. URL: <http://redbook.minpriroda.gov.by/animalsinfo.html?id=34> Дата обращения: 12.12.2017.

Ивановский В.В., Домбровский В.Ч. Беркут *Aquila chrysaetos* (Linnaeus, 1758). – Красная книга Республики Беларусь. 2006б. [Ivanovski V.V., Dombrovski V.C. Golden Eagle *Aquila chrysaetos* (Linnaeus, 1758). – Red Data Book of Republic of Belarus. 2006b (in Russian).]. URL: <http://redbook.minpriroda.gov.by/animalsinfo.html?id=39> Дата обращения: 12.12.2017.

Ильина О., Карпачевский М., Яницкая Т. Нормативно-правовая основа сохранения биоразнообразия при заготовках древесины и рекомендации по ее применению. Москва, 2009. 36 с. [Ilyina O., Karpachevsky M., Yanitskaya T. Regulatory and legal basis for biodiversity conservation during the forest harvesting and recommendations for its use. Moscow, 2009: 1–36 (in Russian).]. URL: https://new.wwf.ru/upload/iblock/40f/norm_prav_biodiv.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Ирисова Н.Л. Малый перепелятник – *Accipiter gularis* (Temminck et Schlegel, 1844). – Красная книга Алтайского края. Том 2. Редкие и находящиеся под угрозой исчезновения виды животных. Барнаул, 2016а. С. 149–150. [Irisova N.L. Japanese Sparrowhawk – *Accipiter gularis* (Temminck et Schlegel, 1844). – Red Data Book of the Altai Kray. Vol. 2. Rare and endangered species of animals. Barnaul, 2016a: 149–150. (in Russian).]. URL: http://altaipriroda.ru/krasnaja_kniga Дата обращения: 12.12.2017.

Ирисова Н.Л. Орёл-карлик – *Hieraaetus pennatus* (Gmelin, 1788). – Красная книга Алтайского края. Том 2. Редкие и находящиеся под угрозой исчезновения виды животных. Барнаул, 2016б. С. 154–155. [Irisova N.L. Booted Eagle – *Hieraaetus pennatus* (Gmelin, 1788). – Red Data Book of the Altai Kray. Vol. 2. Rare and endangered species of animals. Barnaul, 2016b: 154–155. (in Russian).]. URL: http://altaipriroda.ru/krasnaja_kniga Дата обращения: 12.12.2017.

Калякин М.В., Волцит О.В., Гроот Куркамп Х. Атлас птиц города Москвы / Н.С. Морозов (ред.). М.: «Фитон XXI», 2014. 332 с. [Kalyakin M.V., Voltzit O.V., Groot Koerkamp G.

Atlas of the birds of Moscow City / N.S. Morozov (ed.). Moscow, 2014: 1–332 (in Russian).].

Карякин И.В. Пернатые хищники Уральского региона. Соколообразные (Falconiformes), Собообразные (Strigiformes). Пермь, 1998. 483 с. [Karyakin I.V. Raptors of the Ural region. Birds of prey (Falconiformes), Owls (Strigiformes). Perm, 1998: 1–483 (un Russian).]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/9173> Дата обращения: 12.12.2017.

Карякин И.В. Балобан в Волго-Уральском регионе и на прилегающих территориях. – Степной бюллетень. 2004. № 15. С. 32–39. [Karyakin I.V. Saker Falcon in the Volga-Ural Region and in the adjacent territories. – Steppe Bulletin. 2004. 15: 32–39 (in Russian).]. URL: <http://savesteppe.org/ru/archives/3350> Дата обращения: 12.12.2017.

Карякин И.В. Экспансия могильника на ЛЭП в Западном Казахстане. – Пернатые хищники и их охрана. 2006. № 7. С. 62–64 [Karyakin I.V. Expansion of the Imperial Eagle onto power lines in Western Kazakhstan. – Raptors Conservation. 2005. 7: 62–64]. URL: http://docs.sibecocenter.ru/programs/raptors/RC07/raptors_conservation_2006_7_pages_62_69.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Карякин И.В. Орёл-карлик в Поволжье, на Урале и в Сибири, Россия. – Пернатые хищники и их охрана, 2007. № 9. С. 27–62. [Karyakin I.V. The Booted Eagle in the Volga Region, Ural and Siberia, Russia. – Raptors Conservation. 2007. 9: 27–62.]. URL: http://docs.sibecocenter.ru/programs/raptors/RC09/raptors_conservation_2007_9_pages_27_62.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Карякин И.В. Большой подорлик в Поволжье, на Урале и в Западной Сибири. – Пернатые хищники и их охрана. 2008a. № 11. С. 23–69. [Karyakin I.V. The Greater Spotted Eagle in the Volga Region, Ural Mountains and Western Siberia. – Raptors Conservation. 2008. 11: 23–69.]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/25020> Дата обращения: 12.12.2017.

Карякин И.В. Проблема «Птицы и ЛЭП»: есть и положительный аспект. – Пернатые хищники и их охрана. 2008b. № 12. С. 11–27 [Karyakin I.V. Problem «Birds and Power Lines»: Some Positive Effects Exist. – Raptors Conservation. 2008. 12: 11–27]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/24950> Дата обращения: 12.12.2017.

Карякин И.В. Особенности экологии большого подорлика в Волго-Уральском регионе. – Изучение и охрана большого и малого подорликов в Северной Евразии: Материалы к V международной конференции по хищным птицам Северной Евразии, Иваново, 4–7 февраля 2008 г. / Ред. В.Н. Мельников, В.Ч. Домбровский, А.Л. Мищенко. Иваново: Ивановский государственный университет, 2008с. С. 119–137. [Karyakin I.V. Ecology of the Greater Spotted Eagle in Volga-Ural Region. – Research and Conservation of the Greater Spotted Eagle and Lesser Spotted Eagle in Northern Eurasia: Proceedings of the V International Conference on Raptors of Northern Eurasia, Ivanovo, 4–7 February 2008 г. / Eds. V.N. Melnikov, V.Ch. Dombrovskiy, A.L. Mischenko. Ivanovo, 2008c: 119–137 (in Russian).]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/11198> Дата обращения: 12.12.2017.

Карякин И.В. Особенности экологии большого подорлика в Западной Сибири. – Изучение и охрана большого и малого подорликов в Северной Евразии: Материалы к V международной конференции по хищным птицам Северной Евразии, Иваново, 4–7 февраля 2008 г. / Ред. В.Н. Мельников, В.Ч. Домбровский, А.Л. Мищенко. Иваново: Ивановский государственный университет, 2008d. С. 153–164. [Karyakin I.V. Ecology of the Greater Spotted Eagle in Western Siberia. – Research and Conservation of the Greater Spotted Eagle and Lesser Spotted Eagle in Northern Eurasia: Proceed-

ings of the V International Conference on Raptors of Northern Eurasia, Ivanovo, 4–7 February 2008 г. / Eds. V.N. Melnikov, V.Ch. Dombrovskiy, A.L. Mischenko. Ivanovo, 2008d: 153–164 (in Russian).]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/11198> Дата обращения: 12.12.2017.

Карякин И.В. О возможностях ГИС в оценке численности и прогнозировании размещения гнездящихся хищных птиц: апробация методик на примере анализа пространственного распределения могильника и беркута в Волго-Уральском регионе, Россия. – Пернатые хищники и их охрана. 2010. № 19. С. 97–135. [Karyakin I.V. Using GIS-Software for Estimation of Number and Forecasting the Distribution of Breeding Raptors: Approbation of Methods for Examples of Analysis of Distribution of the Imperial Eagle and Golden Eagle in the Volga-Ural Region, Russia. – Raptors Conservation. 2010. 19: 97–135.]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/19332> Дата обращения: 12.12.2017.

Карякин И.В. Балобан (*Falco cherrug*). — Российская сеть изучения и охраны пернатых хищников. 2012. [Karyakin I.V. Saker Falcon (*Falco cherrug*). – Russian Raptor Research and Conservation Network. 2012.] URL: http://rrrcn.ru/keyspecies/f_cher/o-balobane Дата обращения: 12.12.2017.

Карякин И.В. Результаты мониторинга популяции филина в ленточных борах Алтайского края, Россия. – Пернатые хищники и их охрана. 2014. № 29. С. 77–92. [Karyakin I.V. Monitoring Results of the Eagle Owl Population in the Strip-shaped Pine Forests in the Altai Kray, Russia. – Raptors Conservation. 2014. 29: 77–92.] DOI: 10.19074/1814-8654-2014-29-77-92 URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/25722> Дата обращения: 12.12.2017.

Карякин И.В. Алтайлес продолжает уничтожать местообитания редких видов хищных птиц в боровых заказниках Алтайского края. – Российская сеть изучения и охраны пернатых хищников. 2015 [Karyakin I.V. Altayles continues to destroy habitats of rare species of raptors in the Wildlife Nature Reserves of the Altai Kray. – Russian Raptor Research and Conservation Network. 2015. (in Russian).]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/24033> Дата обращения: 12.12.2017.

Карякин И.В., Бакка С.В., Грабовский М.А., Коновалов Л.И., Мошкин А.В., Паженков А.С. Смелянский И.Э., Рыбенко А.В. Балобан (*Falco cherrug*) в России. – Инвентаризация, мониторинг и охрана ключевых орнитологических территорий России. Вып. 5. / Отв. ред. С.А.Букреев. М.: Союз охраны птиц России, 2005a. С. 48–66. [Karyakin I.V., Bakka S.V., Grabovskiy M.A., Kononov L.I., Moshkin A.V., Pazhenkov A.S., Smelyanskiy I.E., Rybenko A.V. Saker Falcon (*Falco cherrug*) in Russia. – Cadastre, monitoring and protection of IBAs Russia. Vol. 5. / S.A. Bukreev (Ed.). Moscow, 2005a: 48–66 (in Russian).]. URL: http://rrrcn.ru/wp-content/uploads/2012/11/Karyakin_2005.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Карякин И.В., Барабашин Т.О., Левин А.С., Карпов Ф.Ф. Результаты исследований 2005 г. в степных борах на северо-востоке Казахстана. – Пернатые хищники и их охрана. 2005b. № 4. С. 34–43. [Karyakin I.V., Levin A.S., Barabashin T.O., Karpov F.F. Results of Researches of Steppe Pine Forests in the Northeast of Kazakhstan in 2005. – Raptors Conservation. 2005b. 4: 34–43.]. URL: http://docs.sibecocenter.ru/programs/raptors/RC04/raptors_conservation_2005_4_pages_34_43.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Карякин И., Вагин А., Штоль Д. Результаты исследований хищных птиц в алтайских ленточных борах в 2014 г. – Российская сеть изучения и охраны пернатых хищников. 2015a [Karyakin I., Vagin A., Shtol D. The results of studies

of raptors in the Altai pine-forests in 2014. – Russian Raptor Research and Conservation Network. 2015a (in Russian).]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/22682> Дата обращения: 12.12.2017.

Карякин И.В., Коваленко А.В., Левин А.С., Паженков А.С. Орлы Арало-Каспийского региона, Казахстан. – Пернатые хищники и их охрана. 2011. № 22. С. 92–152. [Karyakin I.V., Kovalenko A.V., Levin A.S., Pazhenkov A.S. Eagles of the Aral-Caspian Region, Kazakhstan. – Raptors Conservation. 2011. 22: 92–152.]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/12738> Дата обращения: 12.12.2017.

Карякин И.В., Корепов М.В. Гнездование могильника на опоре ЛЭП в Кустанайской области, Казахстан. – Пернатые хищники и их охрана. 2009. № 13 С. 89 [Karyakin I.V., Koropov M.V. Imperial Eagle Breeding on the Electric Pole in Kostanay District, Kazakhstan. – Raptors Conservation. 2009. 13: 89]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/24931> Дата обращения: 12.12.2017.

Карякин И.В., Левашкин А.П., Паженков А.С., Коржев Д.А. Результаты привлечения неясителей в искусственные гнёзда в Самарской области, Россия. – Пернатые хищники и их охрана. 2009а. № 16. С. 25–41. [Karyakin I.V., Levashkin A.P., Pazhenkov A.S., Korzhev D.A. Results of the Ural Owl and Tawny Owl Attracting into Nestboxes in the Samara District, Russia. – Raptors Conservation. 2009a. 16: 25–41.]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/19492> Дата обращения: 12.12.2017.

Карякин И.В., Левин А.С., Мошкин А.В., Николенко Э.Г. Балобан в России и Казахстане. – XIV Международная орнитологическая конференция Северной Евразии. II. Доклады. Алматы, 2015b. С. 473–530. [Karyakin I.V., Levin A.S., Moshkin A.V., Nikolenko E.G. Saker Falcon in Russia and Kazakhstan. – XIV International Ornithological Conference of Northern Eurasia. II. Oral presentations. Almaty, 2015b: 473–530.] URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/25433> Дата обращения: 12.12.2017.

Карякин И.В., Николенко Э.Г. Дербник в Алтае-Саянском регионе, Россия. – Пернатые хищники и их охрана. 2009. № 17. С. 98–120. [Karyakin I.V., Nikolenko E.G. Merlin in the Altai-Sayan Region, Russia. – Raptors Conservation. 2009. 18: 98–120.]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/19451> Дата обращения: 12.12.2017.

Карякин И.В., Николенко Э.Г. Результаты проекта по выделению зон особой охраны в трёх борových заказниках Алтайского края на основании данных мониторинга мест гнездования пернатых хищников, Россия. – Пернатые хищники и их охрана. 2015а. № 31. С. 75–102. [Karyakin I.V., Nikolenko E.G. The Results of the Project on Creation of Special Protection Zones in Pine Forests of the Altai Kray Based on Data from the Long-term Monitoring of Raptors' Nesting Sites, Russia. – Raptors Conservation. 2015a. 31: 75–102.] DOI: 10.19074/1814-8654-2015-31-75-102 URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/26098> Дата обращения: 12.12.2017.

Карякин И.В., Николенко Э.Г. Первые регистрации случаев размножения большого подорлика в гнездовых постройках беркута и орлана-белохвоста в Алтайском крае, Россия. – Пернатые хищники и их охрана. 2015b. № 31. С. 156–160. [Karyakin I.V., Nikolenko E.G. The First Record of Cases of Breeding the Greater Spotted Eagle in Old Nests of the Golden Eagle and White-Tailed Eagle in the Altai Kray, Russia. – Raptors Conservation. 2015b. 31: 156–160.] DOI: 10.19074/1814-8654-2015-31-156-160 URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/26114> Дата обращения: 12.12.2017.

Карякин И., Николенко Э. Обследован Алеусский заказник. – Российская сеть изучения и охраны пернатых хищ-

ников. 2016. [Karyakin I., Nikolenko E. The Aleus Nature Reserve was observed. – Russian Raptor Research and Conservation Network. 2016 (in Russian).]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/26697> Дата обращения: 12.12.2017.

Карякин И.В., Николенко Э.Г., Проммер М., Кази Р. Первый случай гнездования скопы на опоре высоковольтной ЛЭП в Саяне, Россия. – Пернатые хищники и их охрана. 2017. № 34. С. 100–104. [Karyakin I.V., Nikolenko E.G., Prommer M., Kazi R. The First Record of Nesting of the Osprey on the Highvoltage Power Pole in the Sayan Mountains, Russia. – Raptors Conservation. 2017. 34: 100–104.] DOI: 10.19074/1814-8654-2017-34-100-104 URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/28707> Дата обращения: 12.12.2017.

Карякин И.В., Паженков А.С. Могильник в Самарской области, Россия. – Пернатые хищники и их охрана. 2010. № 20. С. 97–118 [Karyakin I.V., Pazhenkov A.S. The Imperial Eagle in the Samara District, Russia. – Raptors Conservation. 2010. 20: 97–118.]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/19250> Дата обращения: 12.12.2017.

Карякин И.В., Паженков А.С., Коржев Д.А. Орлан-белохвост в Самарской области, Россия. – Пернатые хищники и их охрана. 2009b. № 13 С. 31–40. [Karyakin I.V., Pazhenkov A.S., Korzhev D.A. The White-Tailed Eagle in the Samara District, Russia. – Raptors Conservation. 2009b. 13: 31–40.]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/24908> Дата обращения: 12.12.2017.

Карякин И.В., Паженков А.С., Мошкин А.В., Барабашин Т.О., Корольков М.А., Бекмансуров Р.Х. Могильник в Уральском регионе, Россия. – Пернатые хищники и их охрана. 2010. № 20. С. 128–145. [Karyakin I.V., Pazhenkov A.S., Moshkin A.V., Barabashin T.O., Korolkov M.A., Bekmansurov R.H. The Imperial Eagle in the Ural Region, Russia. – Raptors Conservation. 2010. 20: 128–145.]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/19260> Дата обращения: 12.12.2017.

Карякин И.В., Смелянский И.Э., Бакка С.В., Грабовский М.А., Рыбенко А.В., Егорова А.В. Крупные пернатые хищники Алтайского края. – Пернатые хищники и их охрана, 2005с. № 3. С. 28–51. [Karyakin I.V., Smelansky I.E., Bakka S.V., Grabovskiy M.A., Rybenko A.V., Egorova A.V. The Raptors in the Altai Kray. – Raptors Conservation. 2005c. 3: 28–51.]. URL: http://docs.sibecocenter.ru/programs/raptors/RC03/raptors_conservation_2005_3_pages_28_51.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Ковач, А., Уиллиамс, Н.П., Гэлбрэйт, К.А. Международный План Действий по балобану *Falco cherrug* (SakerGAP), включая систему менеджмента и мониторинга для сохранения вида. МоВ по Хишным Птицам Технический Документ Номер 2. КМВ Техническая Серия Номер 31. Координационный Центр – КМВ Хишные Птицы МоВ, Абу-Даби, Объединенные Арабские Эмираты, 2014. 160 с. [Kovacs A., Williams N.P., Galbraith C.A. Saker Falcon *Falco cherrug* Global Action Plan (SakerGAP), including a management and monitoring system, to conserve the species. Raptors MOU Technical Publication No. 2. CMS Technical Series No. 31. Coordinating Unit – CMS Raptors MOU, Abu Dhabi, United Arab Emirates, 2014: 1–206.] URL: http://www.cms.int/dugong/sites/default/files/document/SakerGAP_r_0.pdf Дата обращения: 29.12.2017.

Кодекс Российской Федерации об административных правонарушениях от 30.12.2001 № 195-ФЗ (ред. от 29.12.2017). Принят Государственной Думой 20 декабря 2001 года. Одобрен Советом Федерации 26 декабря 2001 года. [The Code of the Russian Federation on Administrative Offenses of 30/12/2001 No. 195-FZ (as amended on December 29, 2017) (in Russian).]. URL: <http://www.consult->

ant.ru/document/cons_doc_LAW_34661 Дата обращения: 29.12.2017.

Корепо М.В. Нетипичные случаи гнездования могильника на юге Ульяновской области, Россия. – Пернатые хищники и их охрана. 2009. № 16. С. 161–163 [Korepov M.V. Records of the Imperial Eagle Atypical Nesting in the South of the Ulyanovsk District, Russia. – Raptors Conservation. 2009. 16: 161–163]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/19517> Дата обращения: 12.12.2017.

Кучин А.П. Птицы Алтая. Горно-Алтайск, 2004. 777 с. [Kuchin A.P. Birds of Altai. Gorno-Altai, 2004: 1–777 (in Russian)].

Левин А., Шмыгалёв С., Диксон А., Кунка Т. Балобан в борах северо-восточного Казахстана. – Пернатые хищники и их охрана. 2007. № 8. С. 48–52. [Levin A., Shmigalev S., Dixon A., Kunka T. The Saker Falcon in pine forests of north-eastern Kazakhstan. – Raptors Conservation. 2007. 8: 48–52.]. URL: http://docs.sibecocenter.ru/programs/raptors/RC08/raptors_conservation_2007_8_pages_48_52.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Ленева Е.А., Давыгора А.В. Сравнительная характеристика размещения гнёзд дендрофильных видов мелких соколов в степях Южного Урала. – Вестник ОГУ. 2006. № 5. С. 120–125. [Leneva E.A., Davygora A.V. Comparative feature of location of nests of dendrophilous species of small falcons in the steppes of the Southern Urals. – Vestnik OSU. 2006. 5: 120–125 (in Russian).]. URL: http://vestnik.osu.ru/2006_5_1/26.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Лесохозяйственные регламенты лесничеств. – Министерство природных ресурсов и экологии Алтайского края (Минприроды Алтайского края). 2016. [Forest management regulations of forestries. – Ministry of Natural Resources and Ecology of the Altai Kray (Ministry of Natural Resources of the Altai Kray). 2016. (in Russian).]. URL: http://altaipriroda.ru/dokument/inye_dokumenty/lesoxozjajstvennye_reglamenty_lesnichestv Дата обращения: 29.12.2017.

Локтев А.А., Локтев Д.А. Метод определения расстояния до объекта путём анализа размытия его изображения. – Вестник МГСУ. 2015. № 6. С. 140–151. [Loktev A.A., Loktev D.A. Method of determining the distance to the object by analyzing its image blur. – Vestnik MGSU. 2015. 6: 140–151. (in Russian)] DOI: 10.22227/1997-0935.2015.6.140-151 URL: <http://www.vestnikmgsu.ru/index.php/ru/archive/article/display/116/16> Дата обращения: 29.12.2017.

Марковский А.В., Ильина О.В. Методические рекомендации по сохранению биологического разнообразия при лесосечных работах для Республики Карелия. Петрозаводск: изд-во «Скандинавия», 2010. 50 с. [Markovsky A.V., Ilyina O.V. Methodical recommendations on conservation of biological diversity during the logging operations for the Republic of Karelia. Petrozavodsk, 2010: 1–50 (in Russian).]. URL: http://hcvf.ru/pub_doc/Metodicheskie_rekomendacii_po_sohranneniю_biologicheskogo_raznoobrazija_dlja_Respubliki_Karelija.pdf Дата обращения: 29.12.2017.

Марковский А.В., Ильина О.В. Методические рекомендации по сохранению биологического разнообразия при заготовке древесины в Вологодской области. М.: Всемирный фонд дикой природы (WWF), 2014. 52 с. [Markovsky A.V., Ilyina O.V. Methodical recommendations on conservation of biological diversity during the forest harvesting in the Vologda region. Moscow, 2014: 1–52 (in Russian).]. URL: <http://spok-karelia.ru/uploads/f111.pdf> Дата обращения: 29.12.2017.

Мельников В.Н. Хищные птицы в городах Европейского центра России. – Животные в городе. Материалы научно-

практической конференции. М.: РСХА, 2003. С. 60–62. [Melnikov V.N. Birds of prey in the cities of the European center of Russia. – Animals in the city. Materials of the scientific-practical Conference. Moscow, 2003: 60–62 (in Russian).].

Митропольский О.В., Фоттелер Э.Р., Третьяков Г.П. Отряд соколообразные Falconiformes. – Птицы Узбекистана. Т. 1. Ташкент, 1987. С. 123–247. [Mitropolsky O.V., Fotteler E.R., Tret'yakov G.P. Birds of Prey Falconiformes. – Birds of Uzbekistan. Vol. 1. Tashkent, 1987: 123–247 (in Russian).]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/11194> Дата обращения: 12.12.2017.

Мищенко А.А. Большой подорлик *Aquila clanga* (Pallas, 1811). – Красная книга Российской Федерации (животные). М., 2001. С. 435–436. [Mischenko A.A. Greater Spotted Eagle *Aquila clanga* (Pallas, 1811). – Red Data Book of Russian Federation (animals). Moscow, 2001: 435–436 (in Russian).]. URL: <http://biodat.ru/db/rb/rb.php?src=1&vid=280> Дата обращения: 12.12.2017.

Мороз В.А., Ветров В.В. О гнездовании орла-карлика в Луганской области, Украина. – Пернатые хищники и их охрана. 2013. № 27. С. 197–207. [Moroz V.A., Vetrov V.V. About Breeding of the Booted Eagle in the Lugansk District, Ukraine. – Raptors Conservation. 2013. 27: 197–207]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/21205> Дата обращения: 12.12.2017.

Мороз В.А., Кондратенко А.В. Ястреб-тетеревятник в окрестностях заповедника «Провальская степь» (Восточная Украина). – Ястреб-тетеревятник: место в экосистемах России. Материалы к IV конференции по хищным птицам Северной Евразии. Пенза, 1–3 февраля 2003 г. / Ред. В.П. Белик. Пенза–Ростов, 2003. С. 91–93. [Moroz V.A., Kondratenko A.V. Goshawk in the vicinity of the State Nature Reserve “Provalskaia Steppe” (Eastern Ukraine). – Goshawk: Position in ecosystems of Russia. Materials of the 4th North-Eurasian Conference on Raptors, Penza, Russia, 1–3 February 2003 / V.P. Belik (Ed.). Penza–Rostov, 2003: 91–93 (in Russian).]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/22457> Дата обращения: 12.12.2017.

Морозов В.В., Брагин Е.А., Ивановский В.В. Дербник / под ред. В.В. Морозова. Витебск: ВГУ имени П.М. Машерова, 2013. 256 с. [Morozov V.V., Bragin E.A., Ivanovskii V.V. Merlin / Ed. V.V. Morozov. Vitebsk, 2013: 1–256. In Russian with English summary]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/23129> Дата обращения: 12.12.2017.

Москвичев А.Н., Бородин О.В., Корепо М.В., Корольков М.А. Птицы города Ульяновска: видовой состав, распространение, лимитирующие факторы и меры охраны. Ульяновск: «Корпорация технологий продвижения», 2011. 280 с. [Moskvichev A.N., Borodin O.V., Korepov M.V., Korolkov M.A. Birds of the city of Ulyanovsk: species composition, distribution, limiting factors and measures of protection. Ulyanovsk, 2011: 1–280 (in Russian).].

Николенко Э.Г. Изнанка «Стратегии развития лесной отрасли Алтайского края на период до 2025 года». – Пернатые хищники и их охрана. 2014. № 29. С. 10–17. [Nikolenko E.G. The Reverse Side of the “Strategy of the Altai Kray Forest Industry for the Period up to the Year 2025”. – Raptors Conservation. 2014. 29: 10–17.] DOI: 10.19074/1814-8654-2014-29-10-17 URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/25765> Дата обращения: 12.12.2017.

Николенко Э.Г., Карякин И.В., Грибков А.В. Проблемы охраны лесных местообитаний редких видов в региональных заказниках Алтайского края постепенно решаются. – Пернатые хищники и их охрана. 2012. № 25. С. 28–33 [Niko-

Ilenko E.G., Karyakin I.V., Gribkov A.V. Problems of Protection of Forest Habitats of Rare Species in Regional Reserves of the Altai Kray are Resolving. – *Raptors Conservation*. 2012. 25: 28–33]. URL: <http://rrrcn.ru/archives/19090> Дата обращения: 12.12.2017.

Николенко Э.Г., Карякин И.В., Грибков А.В. Проблемы охраны лесных местообитаний редких видов хищных птиц в региональных заказниках Алтайского края. – Охрана птиц в России: проблемы и перспективы. Мат-лы Всероссийской научно-практической конференции с международным участием, посвященной 20-летию Союза охраны птиц России (Москва, 7–8 февраля 2013 г.) / Отв. Ред. Г.С. Джамирзов. Москва, Махачкала, 2013. С. 102–105. [Nikolenko E.G., Karyakin I.V., Gribkov A.V. Problems of Protection of Forest Habitats of Rare Species of Raptors in Regional Reserves of the Altai Kray are Resolving. – Problems and outlook of bird conservation in Russia. Proceedings of the All-Russian Conference, dedicated to the 20th anniversary of Russian Bird Conservation Union (Moscow, 7–8 February 2013) / Ex. Editor G.S. Dzhamirzoev. Moscow – Makhachkala, 2013: 102–105 (in Russian).]. URL: <http://rrrcn.ru/archives/19662> Дата обращения: 12.12.2017.

Паженков А.С., Карякин И.В., Левашкин А.П. Совы Самарской области, Россия. – Пернатые хищники и их охрана. 2009. № 17. С. 24–52. [Pazhenkov A.S., Karyakin I.V., Levashkin A.P. Owls in the Samara District, Russia. – *Raptors Conservation*. 2009. 17: 24–52.]. URL: <http://rrrcn.ru/archives/19435> Дата обращения: 12.12.2017.

Пернатые хищники Мира (Веб-ГИС «Фаунистика»). 2017. [Raptors of the World (Web-GIS “Faunistics”). 2017.]. URL: <http://raptors.wildlifemonitoring.ru> Дата обращения: 10.12.2017.

Пестов М.В. Гнездование орлана-белохвоста на опоре высоковольтной ЛЭП в Астраханской области, Россия. – Пернатые хищники и их охрана, 2005. № 3. С. 65–66. [Pestov M.V. Nesting of the White-Tailed Eagle on powerlines in the Astrakhan district, Russia. – *Raptors Conservation*. 2005. 3: 65–66.]. URL: http://docs.sibecocenter.ru/programs/raptors/RC03/raptors_conservation_2005_3_pages_65_68.pdf Дата обращения: 10.12.2017.

Пилипенко Д.В. О тетеревятнике в искусственных лесах юга Донецкой области. – Ястреб-тетереvятник: место в экосистемах России. Материалы к IV конференции по хищным птицам Северной Евразии. Пенза, 1–3 февраля 2003 г. / Ред. В.П. Белик. Пенза–Ростов, 2003. С. 105–107. [Pilipenko D.V. About Goshawk in artificial forests of the south part of the Donetsk region. – Goshawk: Position in ecosystems of Russia. Materials of the 4th North-Eurasian Conference on Raptors, Penza, Russia, 1–3 February 2003 / V.P. Belik (Ed.). Penza–Rostov, 2003: 105–107 (in Russian).]. URL: <http://rrrcn.ru/archives/22457> Дата обращения: 12.12.2017.

Плотников В.Н. Скопа – *Pandion haliaetus* Linnaeus, 1758. – Красная книга Алтайского края. Том 2. Редкие и находящиеся под угрозой исчезновения виды животных. Барнаул, 2016а. С. 143–145. [Plotnikov V.N. Osprey – *Pandion haliaetus* Linnaeus, 1758. – Red Data Book of the Altai Kray. Vol. 2. Rare and endangered species of animals. Barnaul, 2016a: 143–145. (in Russian).]. URL: http://altaipriroda.ru/krasnaja_kniga Дата обращения: 10.12.2017.

Плотников В.Н. Змеед – *Circaetus gallicus* Gmelin, 1788. – Красная книга Алтайского края. Том 2. Редкие и находящиеся под угрозой исчезновения виды животных. Барнаул, 2016б. С. 152–153. [Plotnikov V.N. Short-toed Eagle – *Circaetus gallicus* Gmelin, 1788. – Red Data Book of the Altai Kray. Vol. 2. Rare and endangered species of animals. Bar-

naul, 2016b: 152–153. (in Russian).]. URL: http://altaipriroda.ru/krasnaja_kniga Дата обращения: 10.12.2017.

Плотников В.Н. Балобан – *Falco cherrug* Gray, 1834. – Красная книга Алтайского края. Том 2. Редкие и находящиеся под угрозой исчезновения виды животных. Барнаул, 2016с. С. 173–175. [Plotnikov V.N. Saker Falcon – *Falco cherrug* Gray, 1834. – Red Data Book of the Altai Kray. Vol. 2. Rare and endangered species of animals. Barnaul, 2016с: 173–175. (in Russian).]. URL: http://altaipriroda.ru/krasnaja_kniga Дата обращения: 10.12.2017.

Постановление Правительства РФ от 19 февраля 1996 г. № 158 «О Красной книге Российской Федерации» [Decree of the Government of the Russian Federation of February 19, 1996 No. 158 “On the Red Data Book of the Russian Federation” (in Russian).]. URL: http://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_9319 Дата обращения: 12.12.2017.

Приказ Госкомэкологии РФ от 03.10.1997 № 419-а «Об утверждении Порядка ведения Красной книги Российской Федерации» (Зарегистрировано в Минюсте РФ 24.12.1997 № 1435). [Order of the State Ecological Committee of the Russian Federation of 03.10.1997 No. 419-a “On approval of the Order on conduct of the Red Data Book of the Russian Federation” (Registered in the Ministry of Justice of the Russian Federation on 24.12.1997 No. 1435) (in Russian).]. URL: http://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_17364 Дата обращения: 12.12.2017.

Приказ МПР РФ от 16.07.2007 N 184 «Об утверждении Правил заготовки древесины» (Зарегистрировано в Минюсте РФ 22.10.2007 N 10374) [Order of the Ministry of Natural Resources of the Russian Federation of 16/07/2007 N 184 “On approval of the rules for timber harvesting” (Registered in the Ministry of Justice of the Russian Federation on October 22, 2007 N 10374) (in Russian).]. URL: http://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_72030 Дата обращения: 12.12.2017.

Приказ Рослесхоза от 12.12.2011 г. № 516 «Об утверждении Лесоустроительной инструкции» (Зарегистрировано в Минюсте РФ 06.03.2012 N 23413). [Order of the Federal Forestry Agency of December 12, 2011, No. 516 “On Approval of the Forest Inventory Regulations” (Registered in the Ministry of Justice of the Russian Federation on 06/03/2012 No. 23413) (in Russian).]. URL: http://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_127082 Дата обращения: 12.12.2017.

Пукинский Ю.Б. Длиннохвостая неясыть *Strix uralensis* (Pallas, 1771). – Птицы России и сопредельных регионов: Совообразные, Козодоеобразные, Стрижеобразные, Ракшеобразные, Удодообразные, Дятлообразные / В.Т. Бутыев, Н.И. Зубков, В.П. Иванчев и др. Москва: Товарищество научных изданий КМК, 2005а. С. 72–85. [Pukinskiy Yu.B. Ural Owl *Strix uralensis* (Pallas, 1771). – Birds of Russia and adjacent areas: Strigiformes, Caprimulgiformes, Apodiformes, Coraciiformes, Upupiformes, Piciformes / V.T. Butyev, N.I. Zubkov, V.P. Ivanchev et al. (Eds). Moscow, 2005a: 72–85 (in Russian).]. URL: <http://www.egir.ru/bird/169.html> Дата обращения: 12.12.2017.

Пукинский Ю.Б. Бородатая неясыть *Strix nebulosa* (J. R. Forster, 1772). – Птицы России и сопредельных регионов: Совообразные, Козодоеобразные, Стрижеобразные, Ракшеобразные, Удодообразные, Дятлообразные / В.Т. Бутыев, Н.И. Зубков, В.П. Иванчев и др. Москва: Товарищество научных изданий КМК, 2005б. С. 86–98. [Pukinskiy Yu.B. Great Grey Owl *Strix nebulosa* (J.R. Forster, 1772). – Birds of Russia and adjacent areas: Strigiformes, Caprimulgiformes, Apodiformes, Coraciiformes, Upupiformes, Piciformes / V.T. Butyev,

- N.I. Zubkov, V.P. Ivanchev et al. (Eds). Moskva, 2005b: 86–98 (in Russian).]. URL: <http://www.egr.ru/bird/170.html> Дата обращения: 12.12.2017.
- Пшегусов Р.Х. К экологии могильника *Aquila heliaca* (Falconiformes, Aves) на Центральном Кавказе. – Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2010. Т. 12, № 1. С. 142–146 [Pshagusov R.K. On ecology of the Imperial Eagle *Aquila heliaca* (Falconiformes, Aves) in the Cenral Caucasus. – Proceedings of the Samara Scientific Center of the Russian Academy of Sciences. 2010. 12(1): 142–146 (in Russian).]. URL: http://www.ssc.smr.ru/media/journals/izvestia/2010/2010_1_142_146.pdf Дата обращения: 12.12.2017.
- Рахимов И.И. (ред.) Птицы городов Среднего Поволжья и Предуралья. Казань: Мастер Лайн, 2001. 272 с. [Rakhimov I.I. (ed.) Birds of the cities of the Middle Volga and Pre-Ural region. Kazan, 2001: 1–272 (in Russian).].
- Рединов К.А. Ястреб-тетеревятник в Николаевской области. – Ястреб-тетеревятник: место в экосистемах России. Материалы к IV конференции по хищным птицам Северной Евразии. Пенза, 1–3 февраля 2003 г. / Ред. В.П. Белик. Пенза–Ростов, 2003. С. 108–112. [Redinov K.A. Goshawk in the Mykolayiv region. – Goshawk: Position in ecosystems of Russia. Materials of the 4th North-Eurasian Conference on Raptors, Penza, Russia, 1–3 February 2003 / V.P. Belik (Ed.). Penza–Rostov, 2003: 108–112 (in Russian).]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/22457> Дата обращения: 12.12.2017.
- Рыжков Д.В. Хохлатый осоед – *Pernis ptilorhynchus* (Temminck, 1821). – Красная книга Алтайского края. Том 2. Редкие и находящиеся под угрозой исчезновения виды животных. Барнаул, 2016. С. 145–146. [Ryzhkov D.V. Oriental Honey Buzzard *Pernis ptilorhynchus* (Temminck, 1821). – Red Data Book of the Altai Kray. Vol. 2. Rare and endangered species of animals. Barnaul, 2016: 145–146. (in Russian).]. URL: http://altaipriroda.ru/krasnaja_kniga Дата обращения: 12.12.2017.
- Рыкова С.Ю. Беркут *Aquila chrysaetos* (Linnaeus, 1758), Орлан-белохвост *Haliaeetus albicilla* (Linnaeus, 1758). – Красная книга Архангельской области (официальное издание). Архангельск, 2008. С. 274–277. [Rykova S.Yu. Golden Eagle *Aquila chrysaetos* (Linnaeus, 1758), White-Tailed Eagle *Haliaeetus albicilla* (Linnaeus, 1758). – Red Data Book of the Arkhangelsk Region (Official edition). Arkhangelsk, 2008: 274–277 (in Russian).].
- Самойлов Б.Л., Морозова Г.В. Перепелятник *Accipiter nisus* (Linnaeus, 1758). – Красная книга города Москвы. 2-е изд. М., 2011. С. 134–136. [Samoylov B.L., Morozova G.V. Sparrowhawk *Accipiter nisus* (Linnaeus, 1758). – Red Data Book of Moscow. Second edition. Moscow, 2011: 134–136 (in Russian).]. URL: <http://oopt.aari.ru/ref/309> Дата обращения: 31.12.2017.
- Соколов А.Ю. О некоторых примерах толерантности орлана-белохвоста по отношению к человеку в условиях южной части Центрального Черноземья. – Пернатые хищники и их охрана. 2013. № 27. С. 215–220. [Sokolov A.Yu. On Some Examples of the Tolerance of White-Tailed Eagle in Relation to Man in the Southern Part of the Central Chernozem Region. – Raptors Conservation. 2013. 27: 215–220.]. URL: <http://rrrcn.ru/ru/archives/21216> Дата обращения: 31.12.2017.
- Федеральный закон от 10.01.2002 № 7-ФЗ (ред. от 31.12.2017) «Об охране окружающей среды». Принят Государственной Думой 20 декабря 2001 года. Одобрен Советом Федерации 26 декабря 2001 года. [Federal Law No. 7-FZ of January 10, 2002 (as amended on December 31, 2017) “On Environmental Protection” (in Russian)]. URL: http://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_34823 Дата обращения: 31.12.2017.
- Федеральный закон от 24.04.1995 N 52-ФЗ (ред. от 03.07.2016) «О животном мире». Принят Государственной Думой 22 марта 1995 года. [Federal Law No. 52-FZ of April 24, 1995 (as amended on July 3, 2016) “On the Animals” (in Russian).]. URL: http://www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_6542 Дата обращения: 12.12.2017.
- Храбрый В.М. (ред.) Птицы городов России. СПб., М.: Товарищество научных изданий КМК, 2012. 513 с. [Khrabryi V.M. (ed.) Birds of the cities of Russia. St. Petersburg, Moscow, 2012: 1–513 (in Russian).].
- Abuladze A., Shergalin E. The Golden Eagle in North Caucasus and Transcaucasia. – Journal of Raptor Research. 2002. 36 (1 Supplement): 10–17. URL: <https://sora.unm.edu/sites/default/files/journals/jrr/v036n01s/p00010-p00017.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.
- Andrew J.M., Mosher J.A. Bald eagle nest site selection and nesting habitat in Maryland. – The Journal of Wildlife Management. 1982. 46: 383–390. DOI: 10.2307/3808650 URL: <http://www.jstor.org/stable/3808650> Дата обращения: 12.12.2017.
- Alterman L.E., Bednarz J.C., Thill R.E. Use of group-selection and seed-tree cuts by three early-successional migratory species in Arkansas. – The Wilson Bulletin. 2005. 117: 353–363. DOI: 10.1676/04-113.1 URL: <http://www.bioone.org/doi/full/10.1676/04-113.1> Дата обращения: 12.12.2017.
- Amcoff M., Tjernberg M., Berg A. Bivakens *Pernis apivorus* boplatssval [Nest site choice of Honey Buzzard *Pernis apivorus*]. – Ornis Svecica. 1994. 4(4): 145–158 (in Swedish). URL: https://www.researchgate.net/publication/259298912_Nest_site_choice_of_Honey_Buzzard_Pernis_apivorus Дата обращения: 12.12.2017.
- Anthony R., Isaacs F. Characteristics of Bald Eagle nest sites in Oregon. – The Journal of Wildlife Management. 1989. 53(1): 148–159. DOI: 10.2307/3801322 URL: <http://www.jstor.org/stable/3801322> Дата обращения: 12.12.2017.
- Anthony R.G., Steidl R.J., McGarigal K. Recreation and bald eagles in the Pacific Northwest. – Wildlife and Recreationists: Coexistence Through Management and Research / Knight, R.L., Gutzwiller, K.J. (Eds.). Washington: Island Press, 1995: 223–241.
- Babbington J., Campbell O. Recent status and occurrence of Crested Honey Buzzards *Pernis ptilorhynchus* in the Arabian peninsula, with emphasis on Saudi Arabia and the United Arab Emirates. – Sandgrouse. 2016. 38: 12–22. URL: https://www.researchgate.net/publication/320237313_Recent_status_and_occurrence_of_Crested_Honey_Buzzards_Pernis_ptilorhynchus_in_the_Arabian_peninsula_with_emphasis_on_Saudi_Arabia_and_the_United_Arab_Emirates Дата обращения: 12.12.2017.
- Bashta A.T. Ural Owl *Strix uralensis* Population Dynamics and Range Expansion in Western Ukraine. – Ardea. 2009. 97: 483–487. DOI: 10.5253/078.097.0412 URL: <http://www.bioone.org/doi/abs/10.5253/078.097.0412> Дата обращения: 12.12.2017.
- Beale C.M., Monaghan P. Behavioural responses to human disturbance: a matter of choice. – Animal Behaviour. 2004. 68: 1065–1069. DOI: 10.1016/j.anbehav.2004.07.002. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0003347204002660> Дата обращения: 12.12.2017.
- Becker D.M. Reproductive ecology and habitat utilisation of Richardson’s merlins in southeastern Montana. Master of

Science Thesis. University of Montana, Bozeman, Montana, 1984: 1–86.

Becker D.M., Ball I.J. Merlin (*Falco columbarius*). – Impacts of coal surface mining on 25 migratory bird species of high federal interest / J.S. Armbruster (Ed.). U.S. Fish and Wildlife Service FWS/OBS-83/35. 1983: 124–137. URL: <http://www.dtic.mil/cgi-bin/GetTRDoc?AD=ADA322785&Location=U2&doc=GetTRDoc.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Bekmansurov R.H., Karyakin I.V., Pazhenkov A.S., Isakov G.N., Shnayder E.P. Establishing of new breeding groups of the White-Tailed Eagle *Haliaeetus albicilla* after constructing of water reservoirs in Volgo-kamskiy Region of Russia. – The collection of Abstracts and Short Notes of the SEAEAGLE 2017 conference: 5–7 October Roosta, Estonia: Eagle Club Estonia, 2017: 17–18. URL: http://www.kotkas.ee/seaeagle2017/files/WTSE2017_abstracts-and-short-notes.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Bergo G. Habitat and nest site features of Golden Eagle *Aquila chrysaetos* (L.) in Hordaland, west Norway. – Fauna Norvegica Series C, Cinclus. 1984. 7: 109–113.

Bezzel E., Rust R., Kechele W. Territory turnover, reproduction and human persecution in a population of Goshawk *Accipiter gentilis*. – Journal für Ornithologie. 1997. 138 (4): 413–441. URL: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF01651378> Дата обращения: 12.12.2017.

Bierregaard R.O., Poole A.F., Martell M.S., Pyle P., Patten M.A. Osprey (*Pandion haliaetus*), version 2.0. – The Birds of North America / P.G. Rodewald Ed. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York, USA, 2016. DOI: 10.2173/bna.683 URL: <https://birdsna.org/Species-Account/bna/species/683/articles/introduction> Дата обращения: 12.12.2017.

Bijleveld M. Birds of Prey in Europe. London, 1974: 1–288.

Bijlsma R.G. Stelselmatige vernietiging van bezette roofvogelnesten door Staatsbosbeheer [Systematic destruction of occupied raptor nests by forestry companies]. – De Takkeling. 1999. 7: 59–64. URL: <http://natuurtijdschriften.nl/download?type=document&docid=546713> Дата обращения: 12.12.2017.

Bijlsma R.G. What is the predation risk for European Honey-buzzards *Pernis apivorus* in Dutch forests inhabited by food-stressed Northern Goshawks *Accipiter gentilis*? – Takkeling. 2004. 12(3): 185–197 (in Dutch). URL: <http://natuurtijdschriften.nl/download?type=document&docid=546984> Дата обращения: 12.12.2017.

Bijlsma R.G. Raptors attacking people. – De Takkeling. 2008. 16(3): 208–218. URL: <http://natuurtijdschriften.nl/download?type=document&docid=547143> Дата обращения: 12.12.2017.

Bijlsma R., van Manen W. Local density, behaviour, food and moult of the Fox Kestrel *Falco alopecurus*. – Malimbus. 2017. 39: 44–55. URL: http://www.altwym.nl/uploads/file/591_1513330292.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

BirdLife International. European Red List of Birds. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2015: 1–69. DOI: 10.2779/975810 URL: http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/redlist/downloads/European_birds.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

BirdLife International. *Pernis apivorus*. – The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22694989A93482980. 2016a. DOI: 10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22694989A93482980.en URL: <http://www.iucnredlist.org/details/22694989/0> Дата обращения: 12.12.2017.

BirdLife International. *Pernis ptilorhynchus*. – The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22694995A93483912.

2016b. DOI: 10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22694995A93483912.en URL: <http://www.iucnredlist.org/details/22694995/0> Дата обращения: 12.12.2017.

BirdLife International. *Clanga clanga* (amended version of 2016 assessment). – The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T22696027A110443604. 2017a. DOI: 10.2305/IUCN.UK.2017-1.RLTS.T22696027A110443604.en URL: <http://www.iucnredlist.org/details/22696027/0> Дата обращения: 12.12.2017.

BirdLife International. *Aquila heliaca* (amended version of 2016 assessment). – The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T22696048A117070289. 2017b. DOI: 10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T22696048A117070289.en URL: <http://www.iucnredlist.org/details/22696048/0> Дата обращения: 12.12.2017.

BirdLife International. *Buteo buteo* (amended version of 2016 assessment). – The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T61695117A119279994. 2017c. DOI: 10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T61695117A119279994.en URL: <http://www.iucnredlist.org/details/full/61695117/0> Дата обращения: 12.12.2017.

BirdLife International. *Bubo bubo* (amended version of 2016 assessment). – The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T22688927A113569670. 2017d. DOI: 10.2305/IUCN.UK.2017-1.RLTS.T22688927A113569670.en URL: <http://www.iucnredlist.org/details/full/22688927/0> Дата обращения: 12.12.2017.

Björklund H., Valkama J., Tomppo E., Laaksonen T. Habitat Effects on the Breeding Performance of Three Forest-Dwelling Hawks. – PLoS One. 2015. 10(9): e0137877. DOI: 10.1371/journal.pone.0137877 URL: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4589344> Дата обращения: 12.12.2017.

Blanco G. Role of refuse as food for migrant, floater and breeding Black Kite (*Milvus migrans*). – Journal of Raptor Research. 1997. 31(1): 71–76. URL: <https://sora.unm.edu/sites/default/files/journals/jrr/v031n01/p00071-p00076.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Blumstein D.T. Developing an evolutionary ecology of fear: how life history and natural history traits affect disturbance tolerance in birds. – Animal Behaviour. 2006. 71: 389–399. DOI: 10.1016/j.anbehav.2005.05.010 URL: <https://pdfs.semanticscholar.org/2b9c/f431ec4e6b0e465e7ad3de529c51c90650df.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Bosch J., Borrás A., Freixas J. Nesting habitat selection of booted eagle *Hieraetus pennatus* in Central Catalonia. – Ardeola. 2005. 52(2): 225–233. URL: <https://pdfs.semanticscholar.org/d9bc/41e400b114d11a67a0ccd21588c537d759f3.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Bouchart M.L. Great Gray Owl habitat use in southeastern Manitoba and the effects of forest resource management. Master of Science thesis, Univ. Manitoba, Winnipeg, Canada, 1991: 1–92. URL: <https://mspace.lib.umanitoba.ca/handle/1993/22915> Дата обращения: 12.12.2017.

Bowerman W.W., Grubb T.G., Bath A.J., Giesy J.P., Weseloh D.V.C. A survey of potential bald eagle nesting habitat along the Great Lakes shoreline. Res. Pap. RMRS-RP-56WWW. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 2005: 1–6. URL: https://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_rp056 Дата обращения: 12.12.2017.

Bragin E.A. Recent status and studies of the Saker Falcon in the Northern Kazakhstan. – Proceedings of the II International Conference on the Saker Falcon and Houbara Bustard, Mongolia, 1–4 July 2000. Ulaanbaatar, 2001: 110–115. URL:

<http://www.falcons.co.uk/mefrg/PDF/bragin-status.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Brazil M. Birds of East Asia: eastern China, Taiwan, Korea, Japan, eastern Russia. Christopher Helm, London, 2009: 1–528.

Britten M. Human impacts on golden eagles in northeastern Arizona. – Crossing Boundaries in Park Management: Proceedings of the 11th Conference on Research and Resource Management in Parks and on Public Lands / D. Harmon ed. Michigan: the George Wright Society. 2001: 78–81. URL: <http://www.georgewright.org/14britte.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Bryan T., Forsman E. Distribution, abundance, and habitat of Great Gray Owls in southcentral Oregon. – The Murrelet. 1987. 68(2): 45–49.

Buehler D.A., Mersmann T.J., Fraser J.D., Seegar J.K.D. Effects of human activity and shoreline development on Bald Eagle distribution and abundance on the northern Chesapeake Bay. – The Journal of Wildlife Management. 1991. 55(2): 282–289. DOI: 10.2307/3809151 URL: <http://www.jstor.org/stable/3809151> Дата обращения: 12.12.2017.

Bull E.L., Henjum M.G. Ecology of the great gray owl. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-265. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1990: 1–39. URL: https://www.fs.fed.us/pnw/pubs/pnw_gtr265.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Call M. Habitat management guides for birds of prey. U. S. Dep. Inter., Bur. Land Manage. Tech. Note 338. 1979: 1–70. URL: <https://archive.org/stream/habitatmanagemen00call#page/n0/mode/2up> Дата обращения: 12.12.2017.

Carlson J. Response of Booted Eagles to human disturbance. – British Birds. 1996. 89: 267–274. URL: https://britishbirds.co.uk/wp-content/uploads/article_files/V89/V89_N06/V89_N06_P267_274_A060.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Cline K.W. Raptor nest and roost site management in the Southeast. – Proceedings of the Southeast Raptor Management Symposium and Workshop. National Wildlife Federation Science and Technical Series Number 14 / B.G. Pendleton, M.B. Moss, M.N. LeFranc Jr., B.A. Millsap (Eds). Washington, DC, 1990: 175–188.

Corr P.O. Bald Eagle (*Haliaeetus leucocephalus alascanus*) nesting related to forestry in southeastern Alaska. M. S. Thesis, Univ. Alaska, Fairbanks, 1974: 1–144. URL: <https://scholarworks.alaska.edu/handle/11122/7420> Дата обращения: 12.12.2017.

Crocker-Bedford D.C. Goshawk reproduction and forest management. – Wildlife Society Bulletin. 1990. 18(3): 262–269. URL: https://www.fs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/fsbdev3_020868.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Cunningham R. L. The status of the Bald Eagle in Florida. – Audubon. 1960. 62(1): 24–26, 41, 43.

Currie F., Elliott G. Forests and Birds: A Guide to Managing Forests for Rare Birds. Forestry Authority, Cambridge and Royal Society for the Protection of Birds, Sandy, UK, 1997: 1–23. URL: http://www2.rspb.org.uk/Images/forestsbirds_tcm9-132888.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Danko Š., Chavko J., Demeter G., Mihók J., Izakovič J., Latková H., Siryová S., Noga M., Nemček V. Conservation of Eastern Imperial Eagle in the Slovak part of the Carpathian basin – Results of the EU LIFE-Nature project (2003–2007). – Acta zoologica bulgarica, Suppl. 3. 2011: 71–78. URL: <http://www.acta-zoologica-bulgarica.eu/downloads/acta-zoologica-bulgarica/2011/supplement-3-071-078.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Demerdzhiev D., Gradev G.Zh., Stoychev S.A., Ivanov I.I., Petrov T.Hr., Marin S.A. Increase of the Population of the East-

ern Imperial Eagle (*Aquila heliaca*) in Bulgaria. – Acta zoologica bulgarica, Suppl. 3. 2011a: 41–54. URL: <http://www.acta-zoologica-bulgarica.eu/downloads/acta-zoologica-bulgarica/2011/supplement-3-041-054.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Demerdzhiev D., Horváth M., Kovács A., Stoychev S., Karyakin I. Status and Population Trend of the Eastern Imperial Eagle (*Aquila heliaca*) in Europe in the Period 2000–2010. – Acta zoologica bulgarica, Suppl. 3. 2011b: 5–14. URL: <http://www.acta-zoologica-bulgarica.eu/downloads/acta-zoologica-bulgarica/2011/supplement-3-005-014.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

D'Eon R.G., Watt W.R. Osprey management guidelines in northeastern Ontario: areview. OMNR, NEST Tech. Rpt. TR-018. 1994.

Diaz M., Møller A.P., Flensted-Jensen E., Grim T., Ibanez-Alamo J.D., Jokimaki J., Marko G., Tryjanowski P. The Geography of Fear: A Latitudinal Gradient in Anti-Predator Escape Distances of Birds across Europe. – PLoS One. 2013. 8(5): e64634. DOI: 10.1371/journal.pone.0064634 URL: <http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0064634> Дата обращения: 12.12.2017.

Dombrovski V.C. Greater Spotted Eagle population in Belarus: actual numbers, trends, habitats and occurrence of hybridization with Lesser Spotted Eagle. Presentation at the International Workshop on the conservation of the Greater Spotted Eagle conducted within LIFE08 NAT/PL/000511 AQC Plan “Securing the Population of *Aquila clanga* in Poland: Preparation of the National Action Plan and Primary Site Conservation”, Goniądz, Biebrza Valley, Poland, January, 25th–27th, 2012. – Russian Raptor Research and Conservation Network. 2012. URL: <http://rrrcn.ru/en/archives/10982> Дата обращения: 12.12.2017.

Drachmann J., Nielsen J.T. Danske duehøges populationsskologi og forvaltning. Danmarks Miljøundersøgelser. – Faglig rapport fra DMU, nr. 398. 2002. 53 s. [Drachmann J., Nielsen J.T. Population Ecology and Management of Danish Goshawk. Denmark's Environmental Research. – NERI Technical reports 398. 2002: 1–53 (in Danish).] URL: http://www2.dmu.dk/1_viden/2_publicationer/3_fagrappporter/rapporter/fr398.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Dravecky M., Obuch J. Contribution to the knowledge on the synanthropization and dietary specialization of the Ural Owl (*Strix uralensis*) in urban environment of Košice city (East Slovakia). – Slovak Raptor Journal. 2012. 3: 51–60. DOI: 10.2478/v10262-012-0033-3 URL: <https://www.degruyter.com/view/j/srj.2009.3.issue-1/v10262-012-0033-3/v10262-012-0033-3.xml> Дата обращения: 12.12.2017.

Duncan J.R. Great Gray Owls (*Strix nebulosa nebulosa*) and forest management in North America: a review and recommendations. – Journal of Raptor Research. 1997. 31(2): 160–166. URL: <https://sora.unm.edu/sites/default/files/journals/jrr/v031n02/p00160-p00166.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Ellmauer T. (Hrsg.) Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 1: Vogelarten des Anhangs I der Vogelschutz-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH. Wien, 2005: 1–633. [Ellmauer T. (Ed.) Development of criteria, indicators and thresholds for assessing the conservation status of Natura 2000 protected assets. Volume 1: Bird species of Annex I to the Birds Directive. On behalf of the nine Austrian provinces, the Federal

Ministry Agriculture and Forestry, Environment and Water Management and the Federal Environment Agency GmbH. Wien, 2005: 1–633 (in German). URL: http://www.verwaltung.steiermark.at/cms/dokumente/11681048_123331241/e8e290c8/Ellmauer.Band%201_Vogelarten.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Ensign J.T. Nest site selection, productivity, and food habits of ferruginous hawks in southeastern Montana. Master of Science thesis, Montana State Univ., Bozeman. 1983: 1–85. URL: <https://scholarworks.montana.edu/xmlui/bitstream/handle/1/3891/31762001734522.pdf?sequence=1> Дата обращения: 12.12.2017.

Ewins P.J. Osprey (*Pandion haliaeetus*) populations in forested areas of North America, changes, their causes and management recommendations. – Journal of Raptor Research. 1997. 31: 138–150. URL: <https://sora.unm.edu/sites/default/files/journals/jrr/v031n02/p00138-p00150.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Ferguson-Lees J., Christie D.A. Raptors of the World. London: Christopher Helm, 2001: 1–992.

Fernández-Juricic E., Schroeder N. Do variations in scanning behaviour affect tolerance to human disturbance? – Applied Animal Behaviour Science. 2003. 84: 219–234. DOI: 10.1.1.590.1433. URL: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.590.1433&rep=rep1&type=pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Fernández-Juricic E., Jimenez M.D., Lucas E. Alert distance as an alternative measure of bird tolerance to human disturbance: implications for park design. – Environmental Conservation. 2001. 28: 263–269. DOI: 10.1017/S0376892901000273. URL: <http://estebanfbio.purdue.edu/papers/EnvCons.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Ferrer M., Garcia L., Cadenas R. Long-term changes in nest defence intensity of the Spanish imperial eagle *Aquila adalberti*. Ardea. 1990. 78: 395–398. URL: <http://www.avibirds.com/pdf/S/Spaanse%20Keizerarend1.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Finn S.P., Marzluff J.M., Varland D.E. Effects of landscape and local habitat attributes on northern goshawk site occupancy in western Washington. – Forest Science. 2002. 48(2): 427–436. URL: <http://www.ingentaconnect.com/contentone/saf/fs/2002/00000048/00000002/art00026> Дата обращения: 12.12.2017.

Fiuczynski K.D. The Eurasian Hobby (*Falco subbuteo*): Biology of an Aerial Hunter. Die Neue Brehm-Bücherei: English Edition. Volume: 575. VerlagsKG Wolf, 2017: 1–394.

Forests and the forestry sector Russian Federation. – Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2003. URL: <http://www.fao.org/forestry/country/57478/en/rus> Дата обращения: 12.12.2017.

Forsman D., Ehrnsten B. Is the goshawk *Accipiter gentilis* declining? – Lintumies. 1985. 20: 83–88.

Fox A.D., Madsen J. Behavioural and distributional effects of hunting disturbance on waterbirds in Europe: implications for refuge design. – Journal of Applied Ecology. 1997. 34: 1–13. DOI: 10.2307/2404842 URL: <http://www.shepway.gov.uk/webapp/lydd-airport/CORE%20DOCS/CD12/CD12.27%20Applicant's%20list%20of%20Ornithology/Fox%20and%20Madsen.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Fraser J.D., Anthony R.G. Human Disturbance and Bald Eagles. – Bald Eagles in Alaska / B.A. Wright and P.F. Schempf (Eds.). Juneau, Alaska, 2008: 306–314. URL: <https://www.uas.alaska.edu/artssciences/docs/bald-eagles-ak12-07.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Fraser J.D. The impact of human activities on bald eagle

populations – a review. – The Bald Eagle in Canada / J.M. Gerrard and Ingram T.N., Eds. White Horse Plains Publishers, Headingley, Manitoba, 1983: 68–84.

Fraser J.D., Frenzel L.D., Mathisen J.E. The impact of human activities on breeding bald eagles in north-central Minnesota. – The Journal of Wildlife Management. 1985. 49: 585–592.

Galeotti P., Tavecchia G., Bonetti A. Parental defence in Long-eared Owls *Asio otus*: effects of breeding stage, parent sex and persecution. – Journal of Avian Biology. 2000. 31: 431–440. DOI: 10.1034/j.1600-048X.2000.310401.x URL: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1034/j.1600-048X.2000.310401.x/abstract> Дата обращения: 12.12.2017.

Galushin V.M. A huge urban population of birds of prey in Delhi. – Ibis. 1971. 113(4): 522. DOI: 10.1111/j.1474-919X.1971.tb05189.x URL: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1474-919X.1971.tb05189.x/full> Дата обращения: 12.12.2017.

Gamauf A., Tebb G., Nemeth E. Honey Buzzard *Pernis apivorus* nest-site selection in relation to habitat and the distribution of Goshawks *Accipiter gentilis*. – Ibis. 2013. 155(2): 258–270. DOI: 10.1111/ibi.12023 URL: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ibi.12023/abstract> Дата обращения: 12.12.2017.

Gendall J., Lill A., Beckman J. Tolerance of disturbance by humans in long-time resident and recent colonist urban doves. – Avian Research. 2015. 6: 7. DOI 10.1186/s40657-015-0018-x URL: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1186/s40657-015-0018-x.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Gensbol B. Collins Guide to the Birds of Prey of Britain and Europe, North Africa and the Middle East. London, 1986: 1–416.

Giacomo D.U., Guerrieri G. The Feeding Behavior of the Black Kite (*Milvus migrans*) in the Rubbish Dump of Rome. – J Raptor Res. 2008. 42(2): 110–118. DOI: 10.3356/JRR-07-09.1 URL: <http://www.bioone.org/doi/abs/10.3356/JRR-07-09.1> Дата обращения: 12.12.2017.

Gill J.A., Norris K., Sutherland W. Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. – Biological Conservation. 2001. 97: 265–268. DOI: 10.1016/S0006-3207(00)00002-1 URL: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.546.453&rep=rep1&type=pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

González L. M., Arroyo B. E., Margalida A., Sanchez R., Oria J. Effect of human activities on the behaviour of breeding Spanish imperial eagles (*Aquila adalberti*): management implications for the conservation of a threatened species. – Animal Conservation. 2006. 9: 85–93. DOI: 10.1111/j.1469-1795.2005.00016.x URL: <http://nora.nerc.ac.uk/id/eprint/341> Дата обращения: 12.12.2017.

Glover H.K., Weston M.A., Maguire G.S., Miller K.K., Christie B.A. Towards ecologically meaningful and socially acceptable buffers: response distances of shorebirds in Victoria, Australia, to human disturbance. – Landscape and Urban Planning. 2011. 103: 326–334. URL: http://www.birdlife.org.au/documents/BNB-Glover_et_al._unb.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Gram W.K., Porneluzi P.A., Clawson R.L., Faaborg J., Richter S.C. Effects of experimental forest management on density and nesting success of bird species in Missouri Ozark forests. – Conservation Biology. 2003. 17: 1324–1337. DOI: 10.1046/j.1523-1739.2003.02171.x. URL: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1523-1739.2003.02171.x/full> Дата обращения: 12.12.2017.

Greenwald D.N., Crocker-Bedford D.C., Broberg L., Suckling

- K.F., Tibbitts T. A review of northern goshawk habitat selection in the home range and implications for forest management in the western United States. – Wildlife Society Bulletin. 2005. 33: 120–129. DOI: 10.2193/0091-7648(2005)33[120:ARONGH]2.0.CO;2 URL: <https://www.biologicaldiversity.org/publications/papers/goshawkwsb-8-05.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.
- Grier J.W., Gramlich F.J., Miatsson J., Mathisen J.E., Kussman J.V., Elder J.B., Green N.F. The bald eagle in the northern United States. – Bird conservation / S.A. Temple (Ed.). University of Wisconsin Press, Madison, WI USA, 1983: 41–66.
- Grubb T.G. A survey and analysis of Bald Eagle nesting in western Washington. M.S. Thesis, Univ. of Washington, Seattle. 1976: 1–87.
- Grubb T.G., Bowerman W.W., Giesy J.P., Dawson G.A. Responses of breeding bald eagles, *Haliaeetus leucocephalus*, to human activities in northcentral Michigan. – Canadian Field-Naturalist. 1992. 106: 443–453.
- Grubb T.G., King R.M. Assessing human disturbance of breeding bald eagles with classification tree models. – The Journal of Wildlife Management. 1991. 55(3): 500–511. URL: <https://www.rosemonteis.us/documents/grubb-king-1991> Дата обращения: 12.12.2017.
- Gutzwiller K.J., Marcum H.A. Bird reactions to observer clothing color: implications for distance-sampling techniques. – The Journal of Wildlife Management. 1997. 61: 935–947. DOI: 10.2307/3802203 URL: <http://www.jstor.org/stable/3802203> Дата обращения: 12.12.2017.
- Habeck J.R. Dynamics of forest communities used by Great Gray Owls. – Flammulated, Boreal, and Great Gray Owls in the United States: A Technical Conservation Assessment / G.D. Hayward, J. Verner (Eds.). Gen. Tech. Rep. RM-GTR-253. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Fort Collins, CO, USA, 1994: 176–201. DOI: <https://doi.org/10.2737/RM-GTR-253> URL: <https://www.fs.usda.gov/treesearch/pubs/28773> Дата обращения: 12.12.2017.
- Hakkarainen H., Mykrä S., Kurki S., Tornberg R., Jungell S. Competitive interactions among raptors in boreal forests. – Oecologia. 2004. 141(3): 420–4. DOI: 10.1007/s00442-004-1656-6 URL: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00442-004-1656-6> Дата обращения: 12.12.2017.
- Haller H. Zur populationsökologie des Uhus *Bubo bubo* im Hochgebirge: Bestand, bestandsentwicklung und Lebensraum in den Rhaetian Alps [On the population ecology of the Eagle Owl *Bubo bubo* in the high mountains: population numbers, trends and habitat in the Rhaetian Alps]. – Ornithologische Beobachter. 1978. 75(5/6): 237–265 (in German). URL: http://www.ala-schweiz.ch/images/stories/pdf/ob/1978_75/OrnitholBeob_1978_75_237_Haller.pdf Дата обращения: 12.12.2017.
- Ham I. White-Tailed Eagle in Serbia, population growth and breeding success, 2008–2017. – The collection of Abstracts and Short Notes of the SEAEAGLE 2017 conference: 5–7 October Roosta, Estonia: Eagle Club Estonia, 2017: 41–42. URL: http://www.kotkas.ee/seaeagle2017/files/WTSE2017_abstracts-and-short-notes.pdf Дата обращения: 12.12.2017.
- Haney D.L., White C.M. Habitat use and subspecific status of Merlins, *Falco columbarius*, wintering in central Utah. – Great Basin Naturalist. 1999. 59(3): 266–271. URL: <https://scholarsarchive.byu.edu/gbn/vol59/iss3/8> Дата обращения: 12.12.2017.
- Hansen R.W. Raptor use of the Idaho National Engineering Laboratory. Master of Science thesis, South Dakota State Univ., Brookings, 1994: 1–141.
- Hauff P. Sea Eagles in Germany and their population growth in the 20th century. – Sea Eagle 2000. Proceedings from the International Conference at Bjökö, Sweden, 13–17 September 2000 / Eds. B. Helander, M. Marquiss, W. Bowerman. Stockholm: Swedish Society for Nature Conservation, 2003: 71–78.
- Haws K.V. Management recommendations for the Roseau Bog owl management unit. Minnesota Department of Natural Resources. Bemidji, Minnesota, 1987: 1–19.
- Helander B. The White-Tailed Eagle in Sweden – reproduction, numbers and trends. – Sea Eagle 2000. Proceedings from the International Conference at Bjökö, Sweden, 13–17 September 2000 / Eds. B. Helander, M. Marquiss, W. Bowerman. Stockholm: Swedish Society for Nature Conservation, 2003: 57–66.
- Helander B., Stjernberg T. International Species Action Plan for the White-Tailed Eagle (*Haliaeetus albicilla*). Strasbourg, 2003: 1–43. URL: <http://www.avibirds.com/saps/EU/Europe/EN/White-tailed%20Eagle2002.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.
- Herrmann C., Krone O., Stjernberg T., Helander B. Population development of Baltic bird species: White-Tailed Sea Eagle (*Haliaeetus albicilla*). – HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheets. 2011. URL: <http://helcom.fi/baltic-sea-trends/environment-fact-sheets/biodiversity/population-development-of-white-tailed-sea-eagle> Дата обращения: 12.12.2017.
- Holmes T.L., Knight R.L., Stegall L., Craig G.R. Responses of wintering grassland raptors to human disturbance. – Wildlife Society Bulletin. 1993. 21: 461–468. URL: http://ulpeis.anl.gov/documents/dpeis/references/pdfs/holmes_et_al_1993.pdf Дата обращения: 12.12.2017.
- Holt D.W., Berkley R., Deppe C., Enríquez Rocha P., Petersen J.L., Rangel Salazar J.L., Segars K.P., Wood K.L., Marks J.S. Eurasian Eagle-Owl (*Bubo bubo*). – Handbook of the Birds of the World Alive / J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D.A. Christie, E. de Juana (Eds.). Lynx Edicions, Barcelona, 2017. URL: <https://www.hbw.com/species/eurasian-eagle-owl-bubo-bubo> Дата обращения: 12.12.2017.
- Horváth M. Habitat and prey-selection of Imperial Eagle (*Aquila heliaca*). PhD thesis. Budapest, 2009: 1–119. URL: http://teo.elte.hu/minosites/ertekezes2009/horvath_m.pdf Дата обращения: 12.12.2017.
- Horváth M., Demeter I., Fatér I., Firmánszky G., Kleszó A., Kovács A., Szitta T., Tyth I., Zalai T., Bagyura J. Population Dynamics of the Eastern Imperial Eagle (*Aquila heliaca*) in Hungary between 2001 and 2009. – Acta zoologica bulgarica, Suppl. 3. 2011: 61–70. URL: <http://www.acta-zoologica-bulgarica.eu/downloads/acta-zoologica-bulgarica/2011/supplement-3-061-070.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.
- Huff M., Henshaw J., Laws E. Great gray owl survey status and evaluation of guidelines for the Northwest Forest Plan. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Forestry Sciences Laboratory, 3200 SW Jefferson Way, Corvallis, OR 97331, 1996: 1–47.
- Ivanovski V.V. The current state of the nesting group of White-Tailed Eagle (*Haliaeetus albicilla*) at Northern Belarus. – The collection of Abstracts and Short Notes of the SEAEAGLE 2017 conference: 5–7 October Roosta, Estonia: Eagle Club Estonia, 2017: 50–51. URL: http://www.kotkas.ee/seaeagle2017/files/WTSE2017_abstracts-and-short-notes.pdf Дата обращения: 12.12.2017.
- Jacobson J.O. Potential impact of the Mackenzie gas pipeline on bird populations in the Yukon and Northwest Territories. – Research Reports. Vol. IV. Environmental impact assessment of the portion of the Mackenzie gas pipeline from

Alaska to Alberta. Environmental Protection Board, Winnipeg, Manitoba, Canada. 1974: 121–176.

Johnson N.P. Nesting Bald Eagles in Urban Areas of Southeast Alaska. – Bald Eagles in Alaska / B.A. Wright and P.F. Schempf (Eds.). Juneau, Alaska, 2008: 325–343. URL: <https://www.uas.alaska.edu/artssciences/docs/bald-eagles-ak12-07.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Jones S. The Accipiters – Goshawk, Cooper's Hawk, Sharpshinned Hawk. Habitat management series for unique or endangered species, report no. 17. U.S. Bureau of Land Management Technical Note 335. 1979: 1–51. DOI: 10.5962/bhl.title.59373 URL: <https://www.biodiversitylibrary.org/item/121224> Дата обращения: 12.12.2017.

Kaisanlahti-Jokimäki M., Jokimäki J., Huhta E., Ukkola M., Helle P., Ollila T. Territory occupancy and breeding success of the golden eagle (*Aquila chrysaetos*) around tourist destinations in northern Finland. – *Ornis Fennica*. 2008. 85: 1–11. URL: <https://pdfs.semanticscholar.org/fc55/3fa5022991b2ddd675e2fcd9a536a335d8e.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Karyakin I.V., Nikolenko E.G., Levin A.S., Kovalenko A.V. Eastern Imperial Eagle in Russia and Kazakhstan: Population Status and Trends. – *Acta zoologica bulgarica*, Suppl. 3. 2011: 95–104. URL: <http://www.acta-zoologica-bulgarica.eu/downloads/acta-zoologica-bulgarica/2011/supplement-3-095-104.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Keeley W.H., Bechard M.J. Flushing distances of ferruginous hawks nesting in rural and exurban New Mexico. – *Journal of Wildlife Management*. 2011. 75(5): 1034–1039. DOI: 10.1002/jwmg.140 URL: <http://www.bioone.org/doi/abs/10.1002/jwmg.140> Дата обращения: 12.12.2017.

Kenward R. The Goshawk. T & AD Poyser, 2006: 1–360.

Khosravi M.R. Range Finder. – Code Project. 2009. URL: <https://www.codeproject.com/Articles/35029/Range-Finder> Дата обращения: 12.12.2017.

Klute D. Recommended buffer zones and seasonal restrictions for Colorado raptors. – Colorado Parks & Wildlife (CPW). Denver, 2008: 1–7. URL: <https://cpw.state.co.us/Documents/WildlifeSpecies/LivingWithWildlife/RaptorBufferGuidelines2008.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Knight R. L., Knight S.K. Responses of wintering Bald Eagles to boating activity. – *The Journal Wildlife Management*. 1984. 48: 999–1004. DOI: 10.2307/3801456 URL: <http://www.jstor.org/stable/3801456> Дата обращения: 12.12.2017.

Knight R.L., Temple S.A. Wildlife and recreationists: coexistence through management. – *Wildlife and Recreationists: Coexistence Through Management and Research* / R.L. Knight, K.J. Gutzwiller Eds. Washington: Island Press, 1995: 327–333.

Kochert M., Steenhof N.K. Golden Eagles in the U.S. and Canada: status, trends, and conservation challenges. – *Journal of Raptor Research*. 2002. 36: 32–40. URL: http://globalraptors.org/grin/researchers/uploads/417/kochert_and_steenhof_2002.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

König C., Weick F. Owls of the World. Christopher Helm, London, 2008: 1–528.

Konrad P.M. Effects of management practices on grassland birds: Merlin. Northern Prairie Wildlife Research Center, Jamestown, ND, 2004: 1–20. URL: <https://pubs.usgs.gov/unnumbered/70159827/report.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Kostrzewa R. Die Dichte des Turmfalken (*Falco tinnunculus*) in Europa: Übersicht und kritische Betrachtung [Density of the Kestrel (*Falco tinnunculus*) in Europe: overview and critical consideration]. – *Vogelwarte*. 1988. 34: 216–224 (In German).

Kostrzewa R., Kostrzewa A. Der Turmfalke [The Kestrel]. Aula-Verlag, 1993: 1–133 (In German).

Kret E., Pomarède L., Ruiz C., Skartsis Th., Poirazidis K. A survey of nocturnal birds of prey in Dadia-Lefkimi-Soufli Forest National Park. Technical Report 2014. WWF Greece, Athens, 2014: 1–45. URL: https://www.wwf.gr/images/pdfs/survey_of%20nocturnal_%20birds_%20of_preyn%20Dadia_Lefkimi_Soufli_Forest_National_Park.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Kubler S., Kupko S., Zeller U. The kestrel (*Falco tinnunculus* L.) in Berlin: investigation of breeding biology and feeding ecology. – *Journal of Ornithology*. 2005. 146(3): 271–278. URL: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10336-005-0089-2> Дата обращения: 12.12.2017.

Kumar N., Mohan D., Jhala V.Y., Qureshi Q., Sergio F. Density, laying date, breeding success and diet of Black Kite *Milvus migrans* govinda in the city of Delhi India. – *Bird Study*. 2014. 61(1): 1–18. DOI: 10.1080/00063657.2013.876972 URL: <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00063657.2013.876972> Дата обращения: 12.12.2017.

Kunca T., Yosef R. Differential nest-defense to perceived danger in urban and rural areas by female Eurasian sparrowhawk (*Accipiter nisus*). – *PeerJ*. 2016. 4: e2070. DOI: 10.7717/peerj.2070 URL: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4941787> Дата обращения: 12.12.2017.

Kuznetsov A.V., Babushkin M.V., Galushin V.M. History of formation and modern state of inland population of white-tailed eagle on large waterbodies of Russian North-West. – The collection of Abstracts and Short Notes of the SEAEAGLE 2017 conference: 5–7 October Roosta, Estonia: Eagle Club Estonia, 2017: 62–63. URL: http://www.kotkas.ee/seaeagle2017/files/WTSE2017_abstracts-and-short-notes.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Larsen E., Azerrad J. M., Nordstrom N. Eds. Management recommendations for Washingtons priority species, Volume IV: Birds. Washington Department of Fish and Wildlife, Olympia, Washington, USA, 2004. URL: <https://wdfw.wa.gov/publications/00026/wdfw00026.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

León-Ortega M., Peréz E., Lacalle J.A., Martínez J.E., Calvo J.F. Monitoring, ringing and demographic parameters of two Eurasian Eagle Owl populations in the Iberian Southeast. – Book of abstracts: World Owl Conference 2017, Évora, Portugal, 26 to 30 September 2017. University of Évora, 2017: 101. URL: <http://www.woc2017.uevora.pt/wp-content/uploads/2017/11/WOC2017-ABSTRACTS.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Levenson H. Time and activity budgets of Ospreys nesting in northern California. – *Condor*. 1979. 81: 364–369. URL: <https://sora.unm.edu/sites/default/files/journals/condor/v081n04/p0364-p0369.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Levenson H., Koplin J.R. Effects of human activity on productivity of nesting ospreys. – *The Journal Wildlife Management*. 1984. 48: 1374–1377. DOI: 10.2307/3801800 URL: <http://www.jstor.org/stable/3801800> Дата обращения: 12.12.2017.

Lipsbergs J., Bergmanis U. Recent population status and conservation measures for the White-Tailed Sea Eagle in Latvia. – *Sea Eagle 2000*. Proceedings from the International Conference at Bjökö, Sweden, 13–17 September 2000 / Eds. B. Helander, M. Marquiss, W. Bowerman. Stockholm: Swedish Society for Nature Conservation, 2003: 91–96.

Literak I., Horal D., Alivizatos H., Matusik H. Common wintering of black kites (*Milvus migrans migrans*) in Greece, and

new data on their wintering elsewhere in Europe. – *Slovak Raptor Journal*. 2017. 11: 91–102. DOI: 10.1515/srj-2017-0001.

Livezey K.B., Fernandez-Juricic E., Blumstein D.T. Data-base of bird flight initiation distances to assist in estimating effects from human disturbance and delineating buffer areas. – *Journal of Fish and Wildlife Management*. 2016. 7(1): 181–191. e1944-687X. DOI: 10.3996/082015-JFWM-078 URL: <http://fwspubs.org/doi/pdf/10.3996/082015-JFWM-078?code=ufws-site> Дата обращения: 12.12.2017.

Lohmus A. Are timber harvesting and conservation of nest sites of forest-dwelling raptors always mutually exclusive? – *Animal Conservation*. 2005. 8: 443–450. DOI: 10.1017/S1367943005002349 URL: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1017/S1367943005002349/full> Дата обращения: 12.12.2017.

Maciorowski G. Numbers, trends, reproductive success, hybridization and monitoring of the Greater Spotted Eagle *Aquila clanga* in Poland. – *Conservation of the Greater Spotted Eagle. Proceedings of the International Workshop*. Goniądz, Poland 25–27th January 2012. Goniądz, 2012: 7. URL: http://orlikgrubodzioby.org.pl/public/file/pdf/Conservation_of_the_Greater_Spotted_Eagle.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Maciorowski G., Lontkowski J., Mizera T. The Spotted Eagle – Vanishing Bird of the Marshes. Poznań, 2014: 1–308. URL: <http://irrcn.ru/en/archives/22598> Дата обращения: 12.12.2017.

Madders M., Whitfield D.P. Upland raptors and the assessment of wind farm impacts. – *Ibis*. 2006. 148: 43–56. DOI: 10.1111/j.1474-919X.2006.00506.x URL: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1474-919X.2006.00506.x/abstract> Дата обращения: 12.12.2017.

Marchant S., Higgins P.J. (Eds.). *Handbook of Australian, New Zealand and Antarctic Birds: Volume 2: Raptors to Lapwings (Handbook of Australian, New Zealand & Antarctic Birds)*. Melbourne: Oxford University Press, 1993: 1–1048.

Marchesi L., Sergio F., Pedrin P. Costs and benefits of breeding in human-altered landscapes for the Eagle Owl *Bubo bubo*. – *Ibis*. 2002. 144(4): 164–177. DOI: 10.1046/j.1474-919X.2002.t01-2-00094_2.x URL: http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1474-919X.2002.t01-2-00094_2.x/full Дата обращения: 12.12.2017.

Marquiss M., Ratcliffe D.A., Roxburgh R. The numbers, breeding success and diet of Golden Eagles in southern Scotland in relation to changes in land use. – *Biological Conservation*. 1985. 33: 1–17. DOI: 10.1016/0006-3207(85)90104-1 URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0006320785901041> Дата обращения: 12.12.2017.

Marzluff J.M., Knick S.T., Vekasy M.S., Scheuck L.S., Zarriello T.J. Spatial use and habitat selection of golden eagles in southwestern Idaho. – *The Auk*. 1997. 114: 673–687. DOI: 10.2307/4089287 URL: <https://sora.unm.edu/sites/default/files/journals/auk/v114n04/p0673-p0687.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Mathison J.E., Sorenson D.S., Frenzel L.D., Stan T.C.D. Management strategy for Bald Eagles. – *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference*. 1977. 42: 86–92. URL: <https://wildlife-management-institute.myshopify.com/products/transactions-of-the-42nd-north-american-wildlife-and-natural-resources-conference> Дата обращения: 12.12.2017.

McGarigal K., Anthony R.C., Isaacs F.B. Interactions of humans and Bald Eagles on the Columbia River estuary. – *Wildlife Monographs*. 1991. 115: 1–47.

McGrady M.J., McLeod D.R.A., Petty S.J., Grant J.R., Bainbridge I.P. Golden Eagles and Forestry. Research Information Note 292. Forestry Commission, Farnham, UK, 1997: 1–8. URL: <http://scotland.forestry.gov.uk/images/corporate/pdf/RIN292.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

McGrady M.J., Petty S.J. Golden Eagles and New Native Woodland in Scotland. Forestry Commission Information Note. 71. Edinburgh, 2005: 1–6. URL: [https://www.forestry.gov.uk/pdf/fcin071.pdf/\\$FILE/fcin071.pdf](https://www.forestry.gov.uk/pdf/fcin071.pdf/$FILE/fcin071.pdf) Дата обращения: 12.12.2017.

McGrady M.J., Petty S.J., McLeod D.R.A. Potential impacts of new native woodland expansion on golden eagles in Scotland. Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. 018 (ROAME No. F99LD01). 2004: 1–58. URL: http://www.snh.org.uk/pdfs/publications/commissioned_reports/no.%20018.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Mersmann T.J., Fraser J.D. Management of raptor foraging habitat in the southeast. – *Proceedings of the Southeast Raptor Management Symposium and Workshop*. National Wildlife Federation Science and Technical Series Number 14 / B.G. Pendleton, M.B. Moss, M.N. LeFranc Jr., B.A. Millsap (Eds). Washington, DC, 1990: 189–198.

Meyburg B.-U., Manowsky O., Meyburg C. Breeding success of tree- and pylon-nesting Ospreys *Pandion haliaetus* in Germany. – *Vogelwelt*, 1995. 116: 219–224. (in German with English summary). URL: http://www.raptor-research.de/pdfs/a_rp500p/a_rp511.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Mikkola-Roos M., Tiainen J., Below A., Hario M., Lehtikoinen A., Lehtikoinen E., Lehtiniemi T., Rajasärkkä A., Valkama J., Väisänen R.A. Birds. – *The 2010 Red List of Finnish Species 2010* / P. Rassi, E. Hyvärinen, A. Juslén, I. Mannerkoski (Eds.). Helsinki, 2010: 320–331. URL: [http://www.ym.fi/fi-FI/Ajankohtaista/Julkaisut/Erillisjulkaisut/Suomen_lajien_uhanalaisuus_Punainen_kir\(4709\)](http://www.ym.fi/fi-FI/Ajankohtaista/Julkaisut/Erillisjulkaisut/Suomen_lajien_uhanalaisuus_Punainen_kir(4709)) Дата обращения: 12.12.2017.

Mikula P. Pedestrian Density Influences Flight Distances of Urban Birds. – *Ardea*. 2014. 102(1): 53–60. DOI: 10.5253/078.102.0105 URL: <http://www.bioone.org/doi/abs/10.5253/078.102.0105> Дата обращения: 12.12.2017.

Mizera T. White-Tailed Sea Eagle in Poland. – *Sea Eagle 2000. Proceedings from the International Conference at Bjökö, Sweden, 13–17 September 2000* / Eds. B. Helander, M. Marquiss, W. Bowerman. Stockholm: Swedish Society for Nature Conservation, 2003: 79–84.

Møller A.P. Up, up, and away: relative importance of horizontal and vertical escape from predators for survival and senescence. – *Journal of Evolutionary Biology*. 2010. 23: 1689–1698. DOI: 10.1111/j.1420-9101.2010.02034.x URL: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1420-9101.2010.02034.x/full> Дата обращения: 12.12.2017.

Møller A.P. Urban areas as refuges from predators and flight distance of prey. – *Behavioral Ecology*. 2012. 23(5): 1030–1035. DOI: 10.1093/beheco/ars067 URL: <https://academic.oup.com/beheco/article/23/5/1030/232976> Дата обращения: 12.12.2017.

Møller A.P., Erritzøe J. Flight Distance and Eye Size in Birds. – *Ethology*. 2010. 116: 458–465. DOI: 10.1111/j.1439-0310.2010.01754.x URL: http://www.birdresearch.dk/unilang/Moeller_Erritzoe_Ethology_2010.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Møller A.P., Samia D.S.M., Weston M.A., Guay P.-J., Blumstein D.T. American Exceptionalism: Population Trends and Flight Initiation Distances in Birds from Three Continents. – *PLoS ONE*. 2014. 9(9): e107883. DOI:10.1371/journal.pone.0107883 URL: <http://journals.plos.org/plosone/>

article?id=10.1371/journal.pone.0107883 Дата обращения: 12.12.2017.

Morris D.L., Porneluzi P.A., Haslerig J., Clawson R.L., Faaborg J. Results of 20 years of experimental forest management on breeding birds in Ozark forests of Missouri, USA. – Forest Ecology and Management. 2013. 310: 747–760. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.09.020 URL: <https://www.deepdyve.com/lp/elsevier/results-of-20-years-of-experimental-forest-management-on-breeding-PVUrzTpaXO> Дата обращения: 12.12.2017.

Moss E. Golden eagle (*Aquila chrysaetos*) ecology and forestry. Introductory Research Essay No. 10. Umeå, Sweden: Department of Wildlife, Fish, and Environmental Studies Swedish University of Agricultural Sciences, 2011: 1–31. URL: https://pub.epsilon.slu.se/8368/1/Moss_E_111013.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Natsukawa H., Ichinose T., Higuchi H. Factors Affecting Breeding-Site Selection of Northern Goshawks at Two Spatial Scales in Urbanized Areas. – Journal of Raptor Research. 2017. 51(4): 417–427. DOI: 10.3356/JRR-16-69.1 URL: <http://www.bioone.org/doi/abs/10.3356/JRR-16-69.1> Дата обращения: 12.12.2017.

Naylor B.J. Managing wildlife habitat in red pine and white pine forests of central Ontario. – Forestry chronicle. 1994. 70: 411–419. URL: <https://geoscience.net/research/002/651/002651375.php> Дата обращения: 12.12.2017.

Naylor B., Simard J., Alkins M., Lucking G., Watt B. Effects of forest management practices on breeding ospreys and great blue herons in the boreal and Great Lakes – St. Lawrence forests of Ontario. OMNR SCS Tech. Rpt. 2003: 1–24. URL: <http://www.forestresearch.ca/Projects/other/ospreyheron.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Naylor B., Watt B. Review of the Forest Management Guidelines for Bald Eagles, Ospreys, and Great Blue Herons in Ontario. 2004: 1–66. URL: <http://www.ontla.on.ca/library/repository/mon/13000/257547.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Newton I. Population Ecology of Raptors. T. & A.D. Poyser, Berkhamsted, UK, 1979: 1–432.

Newton I. The Sparrowhawk. T. & A. D. Poyser, 1986: 1–424.

Nordell C.J. Ferruginous Hawk (*Buteo regalis*) responses to human disturbance during the breeding season. Thesis of Master of Science in Ecology. Department of Biological Sciences, University of Alberta, 2016: 1–88. URL: https://era.library.ualberta.ca/files/c5d86p026n/Nordell_Cameron_J_201602_MSc.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Olendorff R.R., Stoddard J.W. Jr. The potential for management of raptor populations in western grasslands. – Management of raptors. Raptor Research Report No. 2 / F.N. Hamerstrom Jr., B.E. Harrell, R.R. Olendorff, Eds. Raptor Research Foundation, Inc. Vermillion, South Dakota, 1974: 47–88.

Olendorff R.R., Zeedyk W.D. Land management for the conservation of endangered birds. – Endangered birds / S.A. Temple, Ed. University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin, 1978: 419–428.

Olsson V. Studies on a population of Eagle Owls, *Bubo bubo* (L.), in southeast Sweden. – Viltrevy. 1979. 11(1): 3–99.

OMNR. Forest Management Guide for Conserving Biodiversity at the Stand and Site Scales – Background and Rationale for Direction. Toronto: Queen's Printer for Ontario, 2010: 1–575. URL: <https://dr6j45jk9xcmk.cloudfront.net/documents/2787/guide-standscales-bkgndrational-aoda.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Ontario Ministry of Natural Resources. Bald Eagle Habitat Management Guidelines. Ontario, 1987: 1–15. URL: <https://dr6j45jk9xcmk.cloudfront.net/documents/2789/guide-bald-eagle.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Penak B. Management guidelines and recommendations for Osprey in Ontario. Ontario Ministry of Natural Resources, 1983: 1–34. URL: <https://dr6j45jk9xcmk.cloudfront.net/documents/2802/guide-osprey.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Penteriani V. Goshawk nesting habitat in Europe and North America: A review. – Ornithologia Fennica. 2002. 79: 149–163. URL: https://lntulehti.birdlife.fi:8443/pdf/artikkelit/312/tiedosto/of_79_149-163_artikkelit_312.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Penteriani V., Faivre B. Effects of harvesting timber stands on goshawk nesting in two European areas. – Biological Conservation. 2001. 101: 211–216. DOI: 10.1016/S0006-3207(01)00068-4 URL: <http://digital.csic.es/bitstream/10261/62305/1/biocon.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Peregrine Falcon habitat management guidelines Ontario Ministry of Natural Resources. 1987: 1–10. URL: <https://dr6j45jk9xcmk.cloudfront.net/documents/2803/guide-peregrine.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Peške L. Populace krahujce obecního (*Accipiter nisus*) v Praze. – Dravci 1985. Zborník prednasek, Prerov, 1987: 151–160. [Peške L. Population of Euroasian Sparrowhawk (*Accipiter nisus*) in Prague. – Birds of prey 1985 / J. Sitko, P. Trpák (Eds.). Prerov, 1987: 151–160 (In Czech).] URL: http://www.tkv.cz/pdf/sbornik/dravci/1985_151_160.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Peške L. Philopatry in Sparrowhawks (*Accipiter nisus*): Dispersal, breeding site fidelity and winter movements of Sparrowhawks living in Prague. – Buteo (Suppl.). 1999: 11–12.

Petty S.J. Reducing the disturbance to goshawks during the breeding season. – Forestry Commission Research Information Note 267. Edinburgh, 1996: 1–8. URL: [https://www.forestry.gov.uk/pdf/RIN267.pdf/\\$FILE/RIN267.pdf](https://www.forestry.gov.uk/pdf/RIN267.pdf/$FILE/RIN267.pdf) Дата обращения: 12.12.2017.

Petty S.J. Ecology and conservation of raptors in forests. – Forestry Commission Bulletin 118. London, 1998: 1–45. URL: [https://www.forestry.gov.uk/PDF/FCBU118.pdf/\\$FILE/FCBU118.pdf](https://www.forestry.gov.uk/PDF/FCBU118.pdf/$FILE/FCBU118.pdf) Дата обращения: 12.12.2017.

Piechocki R. Der Turmfalke [The Common Kestrel]. Neue Brehm-Bücherei no. 116. Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben, Germany, 2008: 1–164 (In German).

Poole A.F. Ospreys: a natural and unnatural history. Cambridge, 1989a: 1–270.

Poole A.F. The effects of human disturbance on Osprey reproductive success. – Colonial Waterbirds. 1989b. 4: 20–27.

Pongracz A., Horvath M. Suggested methodology for temporal and long-term spatial restrictions of human activities around the nests of strictly protected raptors, owls and black storks. – Heliaca. 2010. 8: 104–107. URL: http://mme.hu/binary_uploads/2_magunkrol/heliaca/heliaca_2010_online.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Porneluzi P.A., Brito-Aguilar R., Clawson R.L., Faaborg J. Long-term dynamics of bird use of clearcuts in post-fledging period. – The Wilson Journal of Ornithology. 2014. 126(4): 623–634. DOI: 10.1676/14-002.1 URL: <http://www.bioone.org/doi/abs/10.1676/14-002.1>. Дата обращения: 12.12.2017.

Probst R. Der Baumfalke (*Falco subbuteo*) in Kärnten. Eine inneralpine Studie zur Ökologie des Kleinfalken [The Hobby

- (*Falco subbuteo*) in Carinthia]. – Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, 64. Sonderheft, Klagenfurt, 2013: 1–256. URL: http://www.zobodat.at/pdf/CAR-SH_64_0001-0256.pdf Дата обращения: 12.12.2017.
- Probst R., Pichler C. The White-Tailed Eagle in Austria: distribution and numbers, productivity, and migration. – The collection of Abstracts and Short Notes of the SEAEAGLE 2017 conference: 5–7 October Roosta, Estonia: Eagle Club Estonia, 2017: 91–92. URL: http://www.kotkas.ee/seaeagle2017/files/WTSE2017_abstracts-and-short-notes.pdf Дата обращения: 12.12.2017.
- Quigley T.M., Haynes R.W., Graham R.T. Integrated scientific assessment for ecosystem management in the interior Columbia Basin and portions of the Klamath and Great Basins. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-382. Portland, Oregon: USDA Forest Service Pacific Northwest Research Station, 1996: 1–303. URL: <https://www.fs.usda.gov/treearch/pubs/25384> Дата обращения: 12.12.2017.
- Radler K., Bergerhausen W. On the life history of a reintroduced population of Eagle Owls (*Bubo bubo*). – Proceedings of the International Symposium on Raptor Reintroductions, 1985: held in association with the Annual Meeting of the Raptor Research Foundation, Inc., 12 November 1985 / D.K. Garcelon, G.W. Roemer (Eds). California: Institute of Wildlife Studies, 1988. 83–94. URL: http://egeeulen.de/files/publikationen/population_eagleowls.pdf Дата обращения: 12.12.2017.
- Reiser M.H., Ward J.P. Jr. Habitat Structure of Bald Eagle Nest Sites and Management Zones near Juneau, Alaska. – Bald Eagles in Alaska / B.A. Wright and P.F. Schempf (Eds.). Juneau, Alaska, 2008: 344–353. URL: <https://www.uas.alaska.edu/artssciences/docs/bald-eagles-ak12-07.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.
- Reynolds R.T. Management of western coniferous forest habitat for nesting Accipiter hawks. USDA Forest Service, General Technical Report RM-102. 1983: 1–11. URL: https://www.fs.fed.us/rm/pubs_rm/rm_gtr102.pdf Дата обращения: 12.12.2017.
- Reynolds R.T., Graham R.T., Reiser M.H., Bassett R.L., Kennedy P.L., Boyce D.A., Goodwin G., Smith R., Fisher E.L. Management recommendations for the northern goshawk in the southwestern United States. USDA Forest Service General Technical Report RM-217. 1992: 1–93. URL: http://openknowledge.nau.edu/2521/1/Reynolds_R_etal_1992_ManagementRecommendationsForTheNorthern.pdf Дата обращения: 12.12.2017.
- Richardson C.T., Miller C.K. Recommendations for protecting raptors from human disturbance: a review. – Wildlife Society Bulletin. 1997. 25: 634–638. URL: <http://www.cosb.us/Solargen/feir/v2/b026refs/Richardson%20and%20Miller%201997%20Recommendations%20for%20protecting%20ra.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.
- Richter D.J. Territory occupancy, reproductive success and nest site characteristics of goshawks on managed timberlands in central and northern California 1993–2000. – California Fish and Game. 2005. 91(2): 100–118.
- Roberge J.-M., Angelstam P. Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. – Conserv. Biol. 2004. 18: 76–85. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2004.00450.x URL: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1523-1739.2004.00450.x/abstract> Дата обращения: 12.12.2017.
- Rodgers J., Schwikert S. Buffer-zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from disturbance by personal watercraft and outboard-powered boats. – Conservation Biology. 2002. 16: 216–224. DOI: 10.1046/j.1523-1739.2002.00316.x URL: <http://obpa-nc.org/DOI-AdminRecord/0053052-0053060.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.
- Rodgers J.A., Smith H.T. Set-back distances to protect nesting bird colonies from human disturbance in Florida. – Conservation Biology. 1995. 9: 89–99. DOI: 10.1046/j.1523-1739.1995.09010089.x URL: http://fwcg.myfwc.com/docs/wading_bird_setback_limits.pdf Дата обращения: 12.12.2017.
- Rodgers J.A., Smith H.T. Buffer zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from human disturbance in Florida. – Wildlife Society Bulletin. 1997. 25: 139–145. URL: <http://obpa-nc.org/DOI-AdminRecord/0048818-0048824.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.
- Rodrick E., Milner R. Management Recommendations for Washington's Priority Habitats and Species. Washington Department of Wildlife, Olympia, 1991: 1–207. URL: <https://wdfw.wa.gov/publications/00032/wdfw00032.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.
- Rodriguez S.A., Kennedy P.L., Parker T.H. Timber harvest and tree size near nests explains variation in nest site occupancy but not productivity in northern goshawks (*Accipiter gentilis*). – Forest Ecology and Management. 2016. 374: 220–229. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.04.052 URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112716302328> Дата обращения: 12.12.2017.
- Romin L.A., Muck J.A. Utah field office guidelines for raptor protection from human and land use disturbances. U.S. Fish and Wildlife Service, Utah Field Office, Salt Lake City, 2002: 1–42. URL: [https://www.fws.gov/utahfieldoffice/Documents/MigBirds/Raptor%20Guidelines%20\(v%20March%2020,%202002\).pdf](https://www.fws.gov/utahfieldoffice/Documents/MigBirds/Raptor%20Guidelines%20(v%20March%2020,%202002).pdf) Дата обращения: 12.12.2017.
- RRRCN. Raptors of the World. Version 1.3. Sibecocenter LLC. 2017. Occurrence Dataset <https://doi.org/10.15468/fggsgn> accessed via GBIF.org on 2017-12-18.
- Richardson C.T., Miller C.K. Recommendations for protecting raptors from human disturbance: a review. – Wildlife Society Bulletin. 1997. 25: 634–638. URL: <http://www.cosb.us/Solargen/feir/v2/b026refs/Richardson%20and%20Miller%201997%20Recommendations%20for%20protecting%20ra.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.
- Ruddock M., Whitfield D.P. A Review of Disturbance Distances in Selected Bird Species (A report from Natural Research (Projects) Ltd to Scottish Natural Heritage). Edinburgh, 2007: 1–181. URL: <http://www.snh.org.uk/pdfs/strategy/renewables/birdsd.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.
- Rudnicki T.C., Hunter M.L. Reversing the fragmentation perspective: effects of clearcut size on bird species richness in Maine. – Ecological Applications. 1993. 3: 357–366. URL: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/27759314> Дата обращения: 12.12.2017.
- Rutz C. Post-fledging dispersal of Northern Goshawks (*Accipiter gentilis*) in an urban environment. – Vogelwelt. 2003. 124: 93–101. URL: <http://users.ox.ac.uk/~kgroup/publications/pdf/Rutz%202003%20Vogelwelt%20124.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.
- Rutz C. Breeding season diet of Northern Goshawks *Accipiter gentilis* in the city of Hamburg, Germany. – Corax. 2004. 19: 311–322. URL: <http://users.ox.ac.uk/~kgroup/publications/pdf/Rutz%202004%20Corax%2019.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.
- Rutz C., Bijlsma R.G., Marquiss M., Kenward R.E. Population limitation in the northern goshawk in Europe: a review with case studies. – Studies in Avian Biology. 2006. 31: 158–197. URL: <https://www.researchgate.net/publication/112716302328>

cation/281389874_Population_limitation_in_the_Northern_Goshawk_in_Europe_A_review_with_case_studies Дата обращения: 12.12.2017.

Saga O., Selas V. Nest reuse by Goshawks after timber harvesting: Importance of distance to logging, remaining mature forest area and tree species composition. – *Forest Ecology and Management*. 2012. 270: 66–70. DOI: 10.1016/j.foreco.2012.01.015 URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112712000254> Дата обращения: 12.12.2017.

Santangeli A., Lehtoranta H., Laaksonen T. Successful voluntary conservation of raptor nests under intensive forestry pressure in a boreal landscape. – *Animal Conservation*. 2012. 15: 571–578. DOI: 10.1111/j.1469-1795.2012.00551.x URL: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1469-1795.2012.00551.x/abstract> Дата обращения: 12.12.2017.

Saurola P. Rengastettujen petolintujemme löytymistavat [Finding details of raptors and owls ringed in Finland]. – *Lintumies*. 1979. 14: 15–21 (In Finnish).

Saurola P.L. The osprey (*Pandion haliaetus*) and modern forestry: a review of population trends and their causes in Europe. – *Journal of Raptor Research*. 1997. 31: 129–137.

Schirato G., Parsons W. Bald eagle management in urbanizing habitat of Puget Sound, Washington. – *Northwestern Naturalist*. 2006. 87: 138–142.

Schmidt-Rothmund D., Dennis R., Saurola P. The Osprey in the Western Palearctic: Breeding Population Size and Trends in the Early 21st Century. – *Journal of Raptor Research*. 2014. 48 (4): 375–386. DOI: 10.3356/JRR-13-OSPR-13-03.1 URL: <http://www.bioone.org/doi/full/10.3356/JRR-13-OSPR-13-03.1> Дата обращения: 12.12.2017.

Selas V. Nest-site selection by four sympatric forest raptors in southern Norway. – *Journal of Raptor Research*. 1997. 31 (1): 16–25. URL: <https://sora.unm.edu/sites/default/files/journals/jrr/v031n01/p00016-p00025.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Selas V., Steen O.F., Johnsen J.T. Goshawk breeding densities in relation to mature forest in southeastern Norway. – *Forest Ecology and Management*. 2008. 256: 446–451. DOI: 10.1016/j.foreco.2008.04.047 URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112708003885> Дата обращения: 12.12.2017.

Sergio F., Newton I., Marchesi L., Pedrini P. Ecologically justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation. – *Journal of Applied Ecology*. 2006. 43(6): 1049–1055. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2006.01218.x URL: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2664.2006.01218.x/full> Дата обращения: 12.12.2017.

Sergio F., Pedrini P., Marchesi L. Adaptive selection of foraging and nesting habitat by black kites (*Milvus migrans*) and its implications for conservation: a multi-scale approach. – *Biological Conservation*. 2003. 112: 351–362. DOI: 10.1016/S0006-3207(02)00332-4 URL: https://www.researchgate.net/publication/222042051_Adaptive_selection_of_foraging_and_nesting_habitat_by_black_kites_Milvus_migrans_and_its_implications_for_conservation_A_multi-scale_approach Дата обращения: 12.12.2017.

Sergio F., Scandolara C., Marchesi L., Pedrini P., Penteriani V. Effect of agro-forestry and landscape changes on common buzzards (*Buteo buteo*) in the Alps: implications for conservation. – *Animal Conservation*. 2005. 7: 17–25. DOI:10.1017/S1367943004001623 URL: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1017/S1367943004001623/abstract> Дата обращения: 12.12.2017.

Smith T.J. The effect of human activities on the distribution and abundance of the Jordan Lake-Falls Lake Bald Eagles. M. S. Thesis, Virginia Polytechnic Inst. and State Univ., Blacksburg, VA, 1988: 1–100.

Sodhi N.S. Growth of nestling Merlins, *Falco columbarius*. – *Canadian Field-Naturalist*. 1992. 106: 387–389.

Solheim R., Sonerud G.A., Strøm H. Home range, perch heights and reactions to approaching humans by three radio-tagged Ural Owls. – *Book of abstracts: World Owl Conference 2017*, Évora, Portugal, 26 to 30 September 2017. University of Évora, 2017: 76. URL: <http://www.woc2017.uevora.pt/wp-content/uploads/2017/11/WOC2017-ABSTRACTS.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Solonen T. Larger broods in the Northern Goshawk *Accipiter gentilis* near urban areas in southern Finland. – *Ornis Fennica*. 2008. 85: 118–125. URL: https://lintulehti.birdlife.fi:8443/pdf/artikkelit/180/tiedosto/of_85_118-125_artikkeli_180.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Spaul R.J., Heath J.A. Nonmotorized recreation and motorized recreation in shrub-steppe habitats affects behavior and reproduction of golden eagles (*Aquila chrysaetos*). – *Ecology and Evolution*. 2016. 6 (22): 8037–8049. DOI: 10.1002/ece3.2540 URL: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5108256> Дата обращения: 12.12.2017.

Spaul R.J., Heath J.A. Flushing Responses of Golden Eagles (*Aquila chrysaetos*) In Response To Recreation. – *The Wilson Journal of Ornithology*. 2017. 129 (4): 834–845. DOI: 10.1676/16-165.1 URL: https://www.researchgate.net/publication/322256075_Flushing_Responses_of_Golden_Eagles_Aquila_chrysaetos_In_Response_To_Recreation Дата обращения: 12.12.2017.

Squires J.R., Kennedy P.L. Northern Goshawk ecology: An assessment of current knowledge and information needs for conservation and management. – *Studies in Avian Biology*. 2006. 31: 8–62. URL: <https://www.fs.usda.gov/treesearch/pubs/50153> Дата обращения: 12.12.2017.

Squires J.R., Reynolds R.T. Northern Goshawk (*Accipiter gentilis*), version 2.0. – *The Birds of North America* / P. G. Rodewald, ed. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York, USA, 1997. DOI: 10.2173/bna.298 URL: <https://birdsna.org/Species-Account/bna/species/norgos> Дата обращения: 12.12.2017.

Stalmaster M.V., Kaiser J.L. Effects of recreational activity on wintering Bald Eagles. – *Wildlife Monographs*. 1997. 137: 5–46. URL: <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/19981807116> Дата обращения: 12.12.2017.

Stalmaster M.V., Newman J.R. Behavioral responses of wintering Bald Eagles to human activity. – *The Journal of Wildlife Management*. 1978. 42: 506–513. DOI: 10.2307/3800811 URL: <http://www.jstor.org/stable/3800811> Дата обращения: 12.12.2017.

Steenhof K., Kochert M.N., Doremus J.H. Nesting of sub-adult Golden eagles in southwestern Idaho. – *Auk*. 1983. 100 (3): 743–747. URL: <http://www.jstor.org/stable/4086483> Дата обращения: 12.12.2017.

Steidl R.J., Anthony R.G. Experimental effects of human activity on breeding bald eagles. – *Ecological Applications*. 2000. 10: 258–268. URL: <https://cals.arizona.edu/~steidl/files/pdfs/Steidl%20and%20Anthony%202000%20EA.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Steidl R.J., Koze K.D., Dodge G.J., Pehovski T., Hogan E.R. Effects of human activity on breeding behaviour of Golden Eagles in Wrangell-Saint Elias National Park and Preserve: a preliminary assessment. – *Research and Resource Management Report 93-3*. Copper Centre, Alaska: Wrangell-Saint Elias National Park and Preserve. 1993.

- Stephens R.M., Anderson S.H. Conservation Assessment for the Merlin in the Black Hills National Forest, South Dakota and Wyoming. Custer, South Dakota, 2002: 1–25. URL: https://www.fs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb5226884.pdf Дата обращения: 12.12.2017.
- Stjernberg T. Protection of nesting areas of the White-Tailed Sea Eagle in Finland. – Sea Eagle 2000. Proceedings from the International Sea Eagle Conference. 2003: 355–363.
- Stjernberg T., Koivusaari J., Högmänder J., Ollila T., Keränen S., Munsterhjelm G., Ekblom H. Population size and nesting success of the White-tailed Sea Eagle (*Haliaeetus albicilla*) in Finland, 2007–2008. – Linnut-vuosikirja 2008. 2009: 14–21. URL: https://lintulehti.birdlife.fi:8443/pdf/artikkelit/1902/tiedosto/Merikotka_artikkelit_1902.pdf Дата обращения: 12.12.2017.
- Strasser E.H. Reproductive Failure and the Stress Response in American Kestrels Nesting Along a Human Disturbance Gradient. Master of Science Thesis. Boise State University, 2010: 1–86. URL: <http://scholarworks.boisestate.edu/td/86> Дата обращения: 12.12.2017.
- Strasser E.H., Heath J.A. Reproductive failure of a human-tolerant species, the American kestrel, is associated with stress and human disturbance. – Journal of Applied Ecology. 2013. 50: 912–919. DOI: 10.1111/1365-2664.12103 URL: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2664.12103/pdf> Дата обращения: 12.12.2017.
- Suarez S., Balbontin J., Ferrer M. Nesting habitat selection by booted eagles *Hieraaetus pennatus* and implications for management. – Journal of Applied Ecology. 2000. 37: 215–223. DOI: 10.1046/j.1365-2664.2000.00503.x URL: http://www.globalraptors.org/grin/researchers/uploads/192/suarez_s_et_al_2000.pdf Дата обращения: 12.12.2017.
- Sulkava S., Huhtala K. The Great Gray Owl (*Strix nebulosa*) in the changing forest environment of northern Europe. – Journal of Raptor Research. 1997. 31(2): 151–159. URL: <https://sora.unm.edu/sites/default/files/journals/jrr/v031n02/p00151-p00159.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.
- Sunde P., Odderskær P., Storgaard K. Flight distances of incubating Common Buzzards *Buteo buteo* are independent of human disturbance. – Ardea. 2009. 97(3): 369–372. DOI: 10.5253/078.097.0313 URL: https://www.researchgate.net/publication/232666061_Flight_Distances_of_Incubating_Common_Buzzards_Buteo_buteo_are_Independent_of_Human_Disturbance Дата обращения: 12.12.2017.
- Suter II G.W., Jones J.L. Criteria for golden eagle, ferruginous hawk, and prairie falcon nest site protection. – Raptor Research. 1981. 15(1): 12–18. URL: <https://sora.unm.edu/sites/default/files/journals/jrr/v015n01/p00012-p00018.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.
- Swenson J.E. Factors affecting status and reproduction of ospreys in Yellowstone National Park. – Journal Wildlife Management. 1979. 43: 595–601. DOI: 10.2307/3808736 URL: <http://www.jstor.org/stable/3808736> Дата обращения: 12.12.2017.
- Therres G.D., Byrd M.A., Bradshaw D.S. Effects of development on nesting bald eagles: case studies from Chesapeake Bay. – Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference. 1993. 58: 62–69. URL: <https://wildlife-management-institute.myshopify.com/products/transactions-of-the-58th-north-american-wildlife-and-natural-resources-conference> Дата обращения: 12.12.2017.
- Tjernberg M. Jaktmetoder, bytesval och jaktframgång hos övervintrande kungsfåglar i södra Sverige. – Var Fågelvärld. 1986. 45 (6): 327–339 [Tjernberg M. Hunting behaviour, prey selection and strike success of wintering golden eagles in south Sweden. – Var Fågelvärld. 1986. 45 (6): 327–339].
- Tornberg R., Colpaert A. Survival, ranging, habitat choice and diet of the Northern Goshawk *Accipiter gentilis* during winter in Northern Finland. – Ibis. 2001. 143: 41–50. DOI: 10.1111/j.1474-919X.2001.tb04168.x URL: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1474-919X.2001.tb04168.x/full> Дата обращения: 12.12.2017.
- Tornberg R., Korpimäki E., Byholm P. Ecology of the northern goshawk in Fennoscandia. – Studies in Avian Biology. 2006. 31: 141–157. URL: <http://www.avibirds.com/pdf/H/Havik2.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.
- Toschik P.C., Christman M.C., Rattner B.A., Ottinger M.A. Evaluation of Osprey Habitat Suitability and Interaction with Contaminant Exposure. – The Journal of Wildlife Management. 2006. 70(4): 977–988. URL: <http://www.jstor.org/stable/3803462> Дата обращения: 12.12.2017.
- Tucker G.M., Heath M.F. Birds in Europe: their conservation status. BirdLife International (Conservation Series No. 3). Cambridge, UK, 1994: 1–600.
- U.S. Fish and Wildlife Service. National Bald Eagle Management Guidelines. 2007. URL: <https://catalog.data.gov/dataset/national-bald-eagle-management-guidelines> Дата обращения: 12.12.2017.
- U.S. Forest Service. Sierra Nevada Forest Plan Amendment – Final Supplemental Environmental Impact Statement. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Region, Vallejo, California, 2004: 1–75. URL: https://www.fs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb5434157.pdf Дата обращения: 12.12.2017.
- Vali U. The lesser spotted eagle and its conservation in Estonia. – Hirundo, Suppl. 6. 2003: 1–64. URL: https://www.researchgate.net/publication/238621719_The_Lesser_Spotted_Eagle_and_its_conservation_in_Estonia Дата обращения: 12.12.2017.
- Van Daele L.J., Van Daele H.A. Factors affecting the productivity of ospreys nesting in west-central Idaho. – Condor. 1982. 84: 292–299. URL: <https://sora.unm.edu/sites/default/files/journals/condor/v084n03/p0292-p0299.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.
- Van Horn R.C. Ferruginous Hawk and Prairie Falcon reproductive and behavioural responses to human activity near the Kevin Rim, Montana. Master of Science Thesis. Montana State University. 1993: 1–87. URL: <http://scholarworks.montana.edu/xmlui/bitstream/handle/1/7246/31762102068390.pdf?sequence=1> Дата обращения: 12.12.2017.
- Village A. The kestrel. T & AD Poyser, London, 1990: 1–352.
- Walker D., McGrady M., McCluskie A., Madders M., McLeod D.R.A. Resident Golden eagle ranging behaviour before and after construction of a windfarm in Argyll. – Scottish Birds. 2005. 25: 24–40. URL: https://www.researchgate.net/publication/281224614_Resident_Golden_Eagle_ranging_behaviour_before_and_after_construction_of_a_windfarm_in_Argyll Дата обращения: 12.12.2017.
- Wallgren H. Nest visibility – no trend over 27 years despite changed behaviour of the eagles. – Sea Eagle 2000. Proceedings from the International Conference at Bjökö, Sweden, 13–17 September 2000 / Eds. B. Helander, M. Marquiss, W. Bowerman. Stockholm: Swedish Society for Nature Conservation, 2003: 371–375.
- Wallendorf M.J., Porneluzi P.A., Gram W.K., Clawson R.L., Faaborg J. Bird response to clear cutting in Missouri Ozark forests. – The Journal of Wildlife Management. 2007. 71: 1899–1905. DOI: 10.2193/2006-386 URL: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.2193/2006-386/abstract> Дата обращения: 12.12.2017.

Wallin D.O., Byrd M. A. Caledon State Park Bald Eagle Study. Virginia Department of Game and Inland Fisheries, Richmond, 1984: 1–53.

Watson J. Status of the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* in Europe. – Bird Conservation International. 1992a. 2: 175–183. URL: <https://www.cambridge.org/core/services/aop-cambridge-core/content/view/F88B72ABB928AE5A7E753150AB34284B/S0959270900002422a.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Watson J. Golden Eagle *Aquila chrysaetos* breeding success and afforestation in Argyll. – Bird Study. 1992b. 39: 203–206. URL: <http://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/00063659209477120> Дата обращения: 12.12.2017.

Watson J.W. Responses of nesting Bald Eagles to experimental pedestrian activity. – Journal of Raptor Research. 2004. 38: 295–303. URL: <https://sora.unm.edu/sites/default/files/journals/jrr/v038n04/p00295-p00303.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Watson J. The Golden Eagle. The Golden Eagle. Second Edition. Yale University Press, 2011: 1–400.

Watson J., Dennis R.H. Nest site selection by golden eagles *Aquila chrysaetos* in Scotland. – British Birds. 1992. 85: 469–481. URL: https://britishbirds.co.uk/wp-content/uploads/article_files/V85/V85_N09/V85_N09_P469_481_A133.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Watson J.W., Pierce D.J. Bald eagle ecology in western Washington with an emphasis on the effects of human activity. Final Report. Washington Department of Fish and Wildlife, Olympia, Washington, USA. 1998.

Westall M.A. Osprey. – Audubon Wildlife Report 1986 / R.L. Di Silvestro Ed. New York: National Audubon Society, 1986: 889–909.

Weston M.A., McLeod E.M., Blumstein D.T., Guay P.-J. A review of flight-initiation distances and their application to managing disturbance to Australian birds. – Emu. 2012. 112: 269–286. DOI: 10.1071/MU12026 URL: https://blumsteinlab.eeb.ucla.edu/wp-content/uploads/sites/104/2017/05/Weston_etal_2012_Emu.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Wickl K.H. Der Uhu (*Bubo bubo*) in Bayern [The Eagle Owl (*Bubo bubo*) in Bavaria]. – Garmischer Vogelkundliche Berichte. 1979. 6: 1–47. URL: http://www.zobodat.at/pdf/Garmischer-Vogelkdl-Ber_6_0001-0047.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Widen P. The hunting habitats of goshawks *Accipiter gentilis* in boreal forests of central Sweden. – Ibis. 1989. 131: 205–231. DOI: 10.1111/j.1474-919X.1989.tb02763.x URL: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1474-919X.1989.tb02763.x/full> Дата обращения: 12.12.2017.

Widen P. How, and why, is the goshawk (*Accipiter gentilis*) affected by modern forest management in Fennoscandia. – Journal of Raptor Research. 1997. 31: 107–113. URL: <https://sora.unm.edu/sites/default/files/journals/jrr/v031n02/p00107-p00113.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Williams E.J. Conservation Assessment for Great Gray Owl (*Strix nebulosa*). USDA Forest Service Region 6 and USDI Bureau of Land Management, Oregon and Washington, 2012: 1–55. URL: <https://www.fs.fed.us/r6/sfpnw/issssp/documents2/ca-bi-strix-nebulosa-2012-05.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Williams D.R., Pople R.G., Showler D.A., Dicks L.V., Child M.F., zur Ermgassen E.K.H., Sutherland W.J. Bird Conservation: Global evidence for the effects of interventions. Exeter: Pelagic Publishing, 2013: 1–576.

Winter J. Status, distribution and ecology of the Great Gray Owl (*Strix nebulosa*) in California. Master of Science thesis, San Francisco State University, 1986: 1–121. URL: <http://worldcat.org/oclc/16505339> Дата обращения: 12.12.2017.

Wisdom M.J., Holthausen R.S., Wales B.C., Hargis C.D., Saab V.A., Lee D.C., Hann W.J., Rich T.D., Rowland M.M., Murphy W.J., Eames M.R. Source Habitats for Terrestrial Vertebrates of Focus in the Interior Columbia Basin: Broad-Scale Trends and Management Implications. 3 vol. Portland, Oregon: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Stations, 2000: 1–531. URL: <https://www.fs.usda.gov/treesearch/pubs/3081> Дата обращения: 12.12.2017.

White C.M., Thurow T.L. Reproduction of ferruginous hawks exposed to controlled disturbance. – Condor. 1985. 87: 14–22. URL: <https://sora.unm.edu/sites/default/files/journals/condor/v087n01/p0014-p0022.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Whitfield D.P., McLeod D.R.A., Fielding A.H., Broad R.A., Evans R.J., Haworth P.F. The effects of forestry on Golden Eagles on the island of Mull, western Scotland. – Journal of Applied Ecology. 2001. 38: 1208–1220. URL: ftp://gisportal.mt.gov/Maxell/Models/Predictive_Modeling_for_DSS_Lincoln_NE_121510/Modeling_Literature/Whitfield_eagle-habitat.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Whitfield D.P., Ruddock M., Bullman R. Expert opinion as a tool for quantifying bird tolerance to human disturbance. – Biological Conservation. 2008. 141(11): 2708–2717. DOI: 10.1016/j.biocon.2008.08.007 URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320708003005> Дата обращения: 12.12.2017.

Wu J.X., Loffland H.L., Siegel R.B., Stermer C.A. Conservation Strategy for Great Gray Owls (*Strix nebulosa*) in California. Interim version 1.0. The Institute for Bird Populations and California Partners in Flight. Point Reyes Station, California, 2016: 1–88. URL: <https://www.birdpop.org/docs/pubs/IBPConservationStrategyVersion1.0.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Yahner R.H. Responses of bird communities to early successional habitat in a managed landscape. – The Wilson Bulletin. 2003. 115: 292–298. DOI: 10.1676/03-018. URL: <http://www.bioone.org/doi/abs/10.1676/03-018> Дата обращения: 12.12.2017.

Yosef R. Spring 1994 raptor and soaring bird migration at Eilat, Israel. – Journal of Raptor Research. 1995. 29(2): 127–134. URL: <https://sora.unm.edu/sites/default/files/journals/jrr/v029n02/p00127-p00134.pdf> Дата обращения: 12.12.2017.

Youtz J.A., Graham R.T., Reynolds R.T., Simon J. Implementing Northern Goshawk Habitat Management in Southwestern Forests: A Template for Restoring Fire-Adapted Forest Ecosystems. – Integrated restoration of forested ecosystems to achieve multiresource benefits: proceedings of the 2007 national silviculture workshop. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-733 / R.L. Deal, tech. ed. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 2008: 173–1919. URL: https://www.fs.fed.us/pnw/publications/gtr733/PNW_GTR_733_6.pdf Дата обращения: 12.12.2017.

Zuberogoitia I., Martinez J.E., Martinez J.A., Zabala J., Calvo J.F., Hidalgo S. Influence of management practices on nest site habitat selection, breeding and diet of the Common Buzzard *Buteo buteo* in two different areas of Spain. – Ardeola. 2004. 53: 83–98. URL: http://www.globalraptors.org/grin/researchers/uploads/521/management_practices_common_buzzard_2006.pdf Дата обращения: 12.12.2017.