

Jan GŁAZ¹, Anna KLICZKOWSKA², Tadeusz ZACHARA³, Jacek HILSZCZAŃSKI⁴,
Cezary BYSTROWSKI⁴

Instytut Badawczy Leśnictwa

¹Zakład Urządzania i Monitoringu Lasu, ²Zakład Siedliskoznawstwa, ³Zakład Hodowli Lasu,

⁴Zakład Ochrony Lasu

^{1,3} ul. Bitwy Warszawskiej 1920 Roku nr 3, 00-973 Warszawa

^{2,4} Sękocin-Las, 05-090 Raszyn

e-mail: ¹J.Glaz@ibles.waw.pl, ²A.Kliczkowska@ibles.waw.pl, ³Zacharat@ibles.waw.pl,

⁴J.Hilszczański@ibles.waw.pl, C.Bystrowski@ibles.waw.pl

SKUTKI BYTOWANIA KORMORANA CZARNEGO W LASACH MIERZEI WIŚLANEJ

CONSEQUENCES OF BLACK CORMORANT EXISTENCE IN FORESTS
OF VISTULA SANDBAR

Abstract. Numerous (approx. 8 thousand nests) colony of black cormorant (*Phalacrocorax carbo* Linneaus, 1758) and gray heron (*Ardea cinerea* L.) occurring on 102 hectares of forests on Vistula Sandbar causes a lot of damage and losses, among them: periodical changes of soil chemical properties, numerous occurrence of *Phaenops cyanea*, dying-back of forests, heavy weeds, expensive reforestation and tending of forest culture. Other threats resulting from tourist penetration are also significant, for instance forest fires. Generally it endangers forest sustainability as well as protective, recreational and rest function of region. In this connection the adequate protective activities and silviculture procedure were projected to minimize negative influence on forest management.

Key words: black cormorant, pine stands, forest damage.

1. WPROWADZENIE

Na terenie leśnictwa Kąty Rybackie w obrębie Stegna Nadleśnictwa Elbląg (RDLP w Gdańsku) położony jest rezerwat „Kąty Rybackie”. Utworzono go w 1957 r. na powierzchni 14,13 ha w celu zachowania i ochrony miejsc lęgowych kormorana czarnego (*Phalacrocorax carbo* Linnaeus, 1758) i czapli siwej (*Ardea cinerea* L.). W tym czasie gnieździło się w rezerwacie nie więcej niż 300 par kormoranów. Zarządzeniem Wojewody Pomorskiego (nr 109/2000) z dnia 13.06.2000r. powiększono rezerwat do 102,54 ha. Szacuje się, że obecnie kolonia liczy około 8 000 gniazd.

Ponieważ kolonia zlokalizowana jest na powierzchni zalesionej – w starszych drzewostanach – pojawił się konflikt między gospodarką leśną a obecnością kormorana czarnego i czapli siwej (w skrócie określane dalej „występowaniem kormorana”). Optymalne byłoby rozwiązanie tego konfliktu przez przywrócenie odpowiednich relacji między poszczególnymi elementami ekosystemu leśnego. Tym bardziej jest to zasadne, iż strategia rozwoju województwa pomorskiego przewiduje ochronę lasów na Mierzei Wiślanej ze względu na ich rolę środowiskową, a zwłaszcza ochronę gleb (Diagnoza stanu województwa 1999, Uwarunkowania rozwoju województwa, 1999). Według stanu na dzień 1.01.2002 r. ujemne oddziaływanie kormorana dotyczy 110,71 ha drzewostanów sosnowych. Zasięg tej powierzchni corocznie powiększa się. Zagraża to trwałości lasu oraz funkcji ochronnej, rekreacyjnej i wypoczynkowej tej okolicy.

W minionym czasie odbyło się wiele spotkań i wizji lokalnych przeprowadzonych przez zainteresowane strony (RDLP, Nadleśnictwo, Urząd Wojewódzki, Uniwersytet Gdański i inne); wykonano też szereg ekspertyz dotyczących skutków bytowania kormorana czarnego i czapli siwej w lasach Mierzei Wiślanej. Nie znaleziono jednak odpowiedniego sposobu rozwiązania tego konfliktu.

Dla zilustrowania szkód spowodowanych przez nadmiernie liczne występowanie kormorana czarnego i czapli siwej, wywołujących szereg zakłóceń w ekosystemie leśnym i powstawanie strat oraz w celu określenia postępowania ochronnego i hodowlanego w odniesieniu do uszkodzonych lasów, Nadleśnictwo Elbląg zleciło Instytutowi Badawczemu Leśnictwa wykonanie stosownej ekspertyzy (GŁAZ i in. 2002). Podstawowe wyniki tej pracy zostaną przedstawione w niniejszym artykule.

2. PRZEGLĄD LITERATURY

Kormoran czarny (*Phalacrocorax carbo* Linnaeus, 1758) jest jednym z trzynastu gatunków należących do rodziny kormoranowatych (*Phalacrocoracidae*)

występujących na świecie. Gatunek ten zasięgiem swego występowania obejmuje bardzo duży obszar na kilku kontynentach. Rozsiedlony jest od wschodnich wybrzeży Stanów Zjednoczonych (JOHNSGARD 1993), przez wyspy Grenlandię i Islandię, Europę, północno zachodnią Afrykę, Azję Mniejszą i Środkową po Indie, półwysep Malajski i Azję Południowo Wschodnią. Na półkuli południowej występuje w Afryce południowej, wschodniej części Australii, Nowej Zelandii i Tasmanii (CRAMP i SIMMONS 1977).

W Europie gatunek ten gnieździ się w Wielkiej Brytanii, Skandynawii Francji, Danii, Holandii, Niemczech, Polsce, Czechach, Albanii, Rumunii (wzdłuż rzeki Dunaj). Występuje również nad Morzem Śródziemnym i Czarnym.

W ostatnich dwudziestu latach w wyniku dynamicznego wzrostu liczebności europejskich populacji liczne nowe stanowiska gniazdowania stwierdzono w większości krajów Europy, np. na Łotwie, Estonii, Polsce, Norwegii, Szwecji, Finlandii czy w Czechach, (LINDELL i in. 1995). Polskie populacje kormorana czarnego należą do kontynentalnego podgatunku *P. corax sinensis* (CRAMP i SIMMONS 1977).

Do połowy lat osiemdziesiątych liczebność kormorana czarnego w Europie była względnie stabilna (LINDELL i in. 1995). W niektórych populacjach obserwowano jednak jej spadek, a nawet wymieranie niektórych z nich (CRAMP i SIMMONS 1977). Dlatego też kormoran, a w zasadzie jego podgatunek *P. carbo sinensis* objęty został w Europie ochroną gatunkową (tzw. Dyrektywa Ptasia – EEE/79/409 z 1979 r.). Obligowała ona państwa członkowskie Unii Europejskiej do ochrony wszystkich wymienionych w tym akcie prawnym gatunków ptaków. Polska również ratyfikowała unijne akty prawne dotyczące ochrony gatunkowej zwierząt i roślin (m.in. Dyrektywę ptasia) w 1996 r., jednakże w naszym kraju kormoran był chroniony znacznie wcześniej na mocy ustawy z 1952 r.

Raptowny wzrost liczebności kormorana czarnego w Europie rozpoczął się na początku lat osiemdziesiątych i zbiegł się w czasie z objęciem go ochroną gatunkową. Uważa się jednak, że nie była to jedyna przyczyna wzrostu jego liczebności. Jako czynnik dodatkowo sprzyjający wymienia się wpływ eutrofizacji rzek i zbiorników wodnych na skład i liczebność fauny ryb (VAN EERDEN i GERGERSEN 1995). Zmiany liczebności ptaków w różnych monitorowanych populacjach mają charakter wykładniczy, a skala wzrostu jest bardzo duża. W ciągu ostatniego dwudziestolecia liczebność kolonii zwiększyła się niejednokrotnie o kilkaset procent (LINDELL i in. 1995, VAN EERDEN i GERGERSEN 1995).

W poszczególnych państwach europejskich status kormorana jest w dużej mierze zbliżony. Jest on obecnie chroniony na terytorium większości państw naszego kontynentu, jedynie w Norwegii i kilku kantonach Szwajcarii jest gatunkiem łownym. Ze względu jednak na wzrastającą jego liczebność w pozostałych krajach wydaje się liczne pozwolenia odstrzału. Głównie są to licencje przypisane do pewnego obszaru lub pozwolenia wykonania odstrzału na terenie stawów ho-

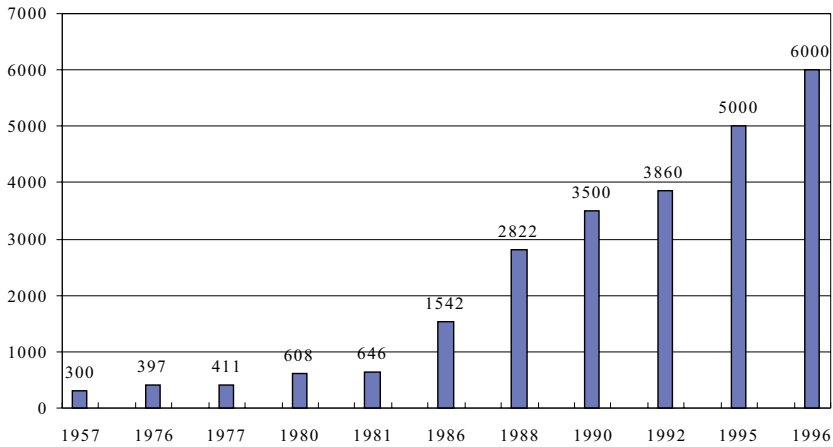
dowlanych. Np. w Austrii dozwolona jest również redukcja kormorana w celu ochrony rzadkich gatunków ichtiofauny w rzekach górskich.

Głównym czynnikiem zmuszającym władze lokalne lub urzędników ministerialnych do wydawania zgody na redukcję połowia tych ptaków są rosnące z roku na rok szkody w gospodarstwach rybackich, powstałe w wyniku wzrastającej liczebności tego gatunku. Przykładowo, w Bawarii masowe sprzeciwy lokalnych społeczności związanych z rybołówstwem i wędkarstwem spowodowały, że w przeciągu sezonu 1996/97 (od połowy sierpnia do połowy marca) odstrzelono 6068 tych ptaków. Stanowiło to ponad 60% maksymalnej, szacowanej miesięcznie, liczebności tego gatunku w Bawarii (KELLER i in. 1998). Tak duże zmniejszenie populacji kormoranów spotkało się ze zdecydowanymi protestami środowisk ochroniarskich. Pomimo to, silna redukcja zagęszczenia kormoranów, została przez władze landu ponowiona w kolejnym sezonie 1997/98.

Najstarsze dane dotyczące liczebności występowania kormorana na terenie Polski pochodzą z 1935 r.; wówczas w 5 koloniach stwierdzono ok. 150 gniazd tego gatunku (LINDELL i in., 1995). Do 1952 r., kiedy został on objęty ochroną gatunkową, jego populacja nie wykazywała raczej silniejszych tendencji wzrostowych. W 1959 r. stwierdzono występowanie 1829 par w 6 koloniach (PRZYBYSZ i PRZYBYSZ 1975). Podobnie, jak w większości państw europejskich, od początku lat osiemdziesiątych liczebność populacji kormorana w Polsce zaczęła wzrastać, zarówno pod względem liczebności ptaków przystępujących do lęgów, jak i liczby znanych kolonii. Już w połowie lat osiemdziesiątych rosnąca populacja kormorana zaniepokoiła dyrekcję Państwowych Gospodarstw Rybackich. Na skutek jej starań przeprowadzono redukcję liczebności kormorana w dolinie Baryczy oraz na dwóch jeziorach w okolicach Olsztyna (jez. Morąg i Dąbrowa Wielka). W kolejnych latach, po akceptacji Państwowej Rady Ochrony Przyrody wydano dalsze zezwolenia na odstrzał: w 1992 r. 800 sztuk, w 1993 – 495, w 1995 – 1000, w 1996 – 640, a w 1997 – 735.

Największa polska kolonia kormorana czarnego „Kąty Rybackie” powstała w połowie XX wieku (TOMIAŁOJC 1990). W 1957 r. gnieździło się w niej około 300 par tych ptaków, a na początku lat 70. jej liczebność szacowano na 440–540 par (PRZYBYSZ i PRZYBYSZ 1975). Na początku lat 80. nastąpił dalszy wzrost liczebności kormorana do 650–800 par. W kolejnych latach kolonia powiększała się bardzo szybko (GOC i NITECKI 1997, STEMPNIEWICZ i in. 1998; ryc. 1).

Populacje środkowoeuropejskie kormorana czarnego, w tym także polskie, są wędrownne. Ogólnie uważa się, że ptaki spędzają zimę wzdłuż wybrzeża Zachodniej Europy, w basenie Morza Śródziemnego, jak również u wybrzeży północnej Afryki (MUNSTERMAN, VAN ERDEN 1991). Ostatnie badania dowodzą, że kormorany generalnie spędzają okres zimowy na południe od terenów lęgowych i że jest to cecha w pewien sposób utrwalona dziedzicznie (REYMOND i ZUCHUAT 1995). Kormorany powracają z zimowisk na teren kolonii lęgowej wczesną wiosną, w



Ryc 1. Zmiany liczebności kormorana czarnego w kolonii Kąty Rybackie w latach 1957–1996

Fig 1. Changes of number of black cormorant in colony in Kąty Rybackie in 1957–1996

początkach marca lub już w połowie lutego, co jest w dużym stopniu uzależnione od warunków pogody. Kolonie na terenie Europy Środkowej są prawie wyłącznie zakładane w starych drzewostanach w pobliżu dużych śródlądowych zbiorników wodnych, bądź w pobliżu brzegu morza, szczególnie często do tego celu wybierane są wyspy na jeziorach. Tylko nieliczne kolonie zakładane były na ziemi, np. w Słowińskim Parku Narodowym (PAJKERT i GÓRSKI 1996).

Po przybyciu na teren lęgowiska ptaki zajmują terytoria, łączą się w pary i przystępują do lęgów. Gniazda są budowane w rozwidleniu grubszych konarów w wierzchołkowej części koron starych drzew. W 48% stwierdzonych przypadków kormorany zakładały gniazda na sosnach, w 17% na lipach, w 9% na dębach, w 7,5% na wierzbach, a rzadziej stwierdzano również gniazdowanie na bukach, olszach, wiązach czy jesionach (próba $n = 15\ 000$ drzew) (LINDELL i in. 1995). Gniazda budowane są z materiału zdobytego przez ptaki na miejscu, najczęściej z fragmentów gałęzi odłamanych w bezpośrednim sąsiedztwie gniazda. Przez cały okres wysiadywania i wychowywania młodych gniazdo jest poprawiane nowym materiałem roślinnym pozyskiwanym na miejscu lub przyniesionym spoza kolonii.

Zwykle w połowie kwietnia ptaki przystępują do lęgów. Samica składa 3–4 (6) jaj, które od momentu złożenia pierwszego, wysiaduje na zmianę z samcem przez 23–24 dni. W przypadku utraty wcześniejszego zniesienia kormorany często przystępują do powtórnych lęgów. Młode pozostają w gnieździe przez okres około 30 dni (CRAMP i SIMMONS 1977). Po opuszczeniu gniazda przez pewien czas koczują na terenie kolonii, ciągle karmione przez rodziców. Kolonia jest opuszczana w sierpniu i wrześniu. Pełną dojrzałość płciową kormorany uzyskują w trzecim roku życia (po drugim zimowaniu) i wtedy przystępują pierwszy raz do lęgów (LEKUONA i CAMPOS 1998).

Lokalizacja kolonii kormoranów zależy w głównej mierze od dostępności odpowiedniego miejsca do jej założenia, np. pożądane jest występowanie starego drzewostanu oraz zasobnej bazy pokarmowej w jego pobliżu (VAN EERDEN i GERGERSEN 1995, VAN RIJN i VERONESI 1998). Na liczebność ptaków w kolonii, prócz dwu wymienionych czynników, wpływa również faza rozwoju kolonii. Nowe, dogodnie ulokowane stanowiska rozrodu kormoranów odznaczają się z reguły dynamicznym przyrostem liczebności populacji. Jeśli kolonia jest zlokalizowana w terenie o ograniczonej liczbie drzew, to po kilku lub kilkunastu latach (zależnie od liczby gnieźdzących się ptaków) następuje jej regres, głównie w wyniku zniszczenia zajmowanego przez nią drzewostanu. Innym czynnikiem, który może ograniczyć liczebność kolonii, jest spadek zasobności łowisk w jej pobliżu i wzrost konkurencji pokarmowej. VAN EERDEN i GREGERSEN (1995), na podstawie wieloletnich badań kolonii kormorana w Europie Zachodniej, poddają jednak w wątpliwość istnienie sprawnych mechanizmów wewnątrz populacyjnych stabilizujących jej wielkość. Pomimo działania czynników ograniczających liczebność i zagęszczenie ptaków w kolonii, ogromna ich większość wykazuje stały silny wzrost. Autorzy tłumaczą takie zachowanie kormoranów wielowiekowym prześladowaniem ich przez człowieka. Rozmnażające się pod ciągłą presją populacje zatraciły możliwość samoregulacji, gdyż od wielu pokoleń zdolność ta nie była im potrzebna. Należy więc przypuszczać, że wieloletni trend wzrostu liczebności, bez zdecydowanych działań człowieka, zmienić się może dopiero po wyczerpaniu dogodnych stanowisk lęgowych (scenariusz praktycznie nie możliwy do zrealizowania) lub po wyczerpaniu zasobów pokarmowych, tj. ryb w dostępnych dla kormoranów zbiornikach wodnych. Obserwowany obecnie ogromny sukces rozrodczy kormorana (roczny wzrost populacji 11–26%) generalnie wynika z dużych zdolności adaptacyjnych gatunku (LINDELL 1995). Jedną z podstawowych cech sprzyjających kormoranowi jest duża plastyczność ekologiczna (VAN EERDEN i GERGERSEN 1995), która pozwala zaadoptować się do zmiennych warunków i umożliwia zdobycie pokarmu w różnych zbiornikach wodnych. Kormoran jest pod tym względem oportunistą, odławia w największej ilości gatunki ryb najliczniej reprezentowane w danym akwenie. Czasami może być to tzw. "chwast rybi", ale z reguły są to gatunki cenne z punktu widzenia interesów człowieka, a czasem nawet rzadkie i ginące (rzeki w Alpach).

Gatunek ten dzięki ochronie oraz sprzyjającym zmianom w dostępności pokarmu, związanej z powszechną eutrofizacją akwenów wodnych, osiągnął bardzo wysoki poziom liczebności i z pewnością nie grozi mu obecnie wyginiecie.

3. OBIEKT, CEL I METODYKA BADAŃ

Mierzeja Wiślana znajduje się pod wpływem klimatu oceanicznego, odznaczającego się łagodnymi zimami i chłodnymi okresami letnimi. Obserwuje się dużą wilgotność powietrza i gruntu, co wynika z płytkiego zalegania wód gruntowych. Opadów atmosferycznych nie jest dużo, gdyż teren mierzei znajduje się w tzw. cieniu opadowym wysoczyzny Pojezierza Kaszubskiego, która zatrzymuje opady przenoszone przez wiatr z kierunku zachodniego. Dodatkowo zaznacza się tu także wpływ sąsiedztwa morza, jednakże opady pochodzenia bałtyckiego mają raczej lokalne znaczenie i zależą od kierunku wiejących wiatrów. Na terenie tym obserwuje się duże nasilenie wiatrów; szczególnie dużą częstotliwość i znaczne ich prędkości notuje się na wiosnę i jesienią.

Pomiędzy Stegną a Sztutowem szerokość mierzei dochodzi do 3 km, a wysokość wydmy sięga do 23 m n.p.m. Wały i pagórki wydymowe rozdzielone są licznymi obniżeniami i przedstawiają na całej mierzei formy utrwalone i w większości porośnięte lasem lub roślinnością wydymową (wydmy brunatne i żółte).

Najmłodszą warstwą geologiczną są piaski eoliczne i piaski eoliczne w wydmach. Tworzą one pokrywę mierzei o miąższości od kilku do kilkunastu metrów, o bardzo urozmaiconej powierzchni, na której występują liczne nieregularne wzgórza rozdzielone układem obniżeń.

Charakterystyczne dla tych terenów są gleby bielicowe, wytworzone z piasków luźnych eolicznych, z wyraźnie zaznaczonym poziomem wymywania (eluwialnym – E) oraz poziomem wzbogacenia (B). Spotykane są też gleby wytworzone ze świeżo osadzonych piasków eolicznych – są to gleby słabo wykształcone – arenosole inicjalne lub arenosole bielicowane. W przypadku obniżeń terenu pojawia się często poziom wody w zasięgu profilu glebowego – mówimy wtedy o odmianie gruntowogłębowej gleby bielicowej lub arenosolu.

Celem pracy było jakościowe i ilościowe określenie zmian w stanie siedliska leśnego, stanu zdrowotnego, sanitarnego i wartości hodowlanej drzewostanu w strefie oddziaływania kolonii kormorana czarnego na Mierzei Wiślanej oraz opracowanie zaleceń hodowlano-ochronnych dla tego obszaru.

Osiągnięcie celu było trudne z uwagi na niepowtarzalność tego zjawiska nawet w skali Europy. Postanowiono zatem za pomocą pewnych obserwacji i analiz zidentyfikować zakres i rozmiar najistotniejszych szkód i strat oraz sformułować wytyczne w zakresie postępowania hodowlano-ochronnego.

Na wstępie przeprowadzono lustrację drzewostanów z udziałem specjalistów z dziedziny hodowli i ochrony lasu oraz urządzania lasu i siedliskoznawstwa leśnego. Pobrano próbki gleby z obszaru gniazdowania i z terenu przyległego. Laboratoryjnie określono odczyn gleby oraz zawartość makro- i mikroelementów. W wyniku lustracji oraz przeprowadzonych analiz przedstawiono diagnozę zmian

siedliskowych, jakie zaszły w zasięgu bytowania kormorana czarnego oraz ocenę zagrożenia ze strony owadów. Dokonano również szacunku wielkości szkód w uszkodzonych drzewostanach. Na tej podstawie zaproponowano kierunkowe działania hodowlano-ochronne dla tego obszaru, z podziałem na strefy różniące się sposobem i intensywnością prowadzonych zabiegów.

Szczegółowe metodyki badań glebowych, zagrożenia ze strony owadów oraz określenia szkód i strat omówiono w rozdziałach przedstawiających te zagadnienia.

4. WYNIKI BADAŃ

4.1. Zasięg oddziaływania kormorana na lasy Mierzei Wiślanej

Dla określenia wpływu kormorana czarnego na lasy Mierzei Wiślanej, przyjęto następujące kryteria rodzaju skutków ich oddziaływania oraz wydzielenia ich zasięgu (stref):

1) halizna po uszkodzonym drzewostanie – fragmenty drzewostanów z pokrywą zdziczałą w końcowej fazie rozpadania się, możliwe występowanie grup starych drzew;

2) halizna po pożarze – obszar spalonej uprawy z pokrywą zdziczałą;

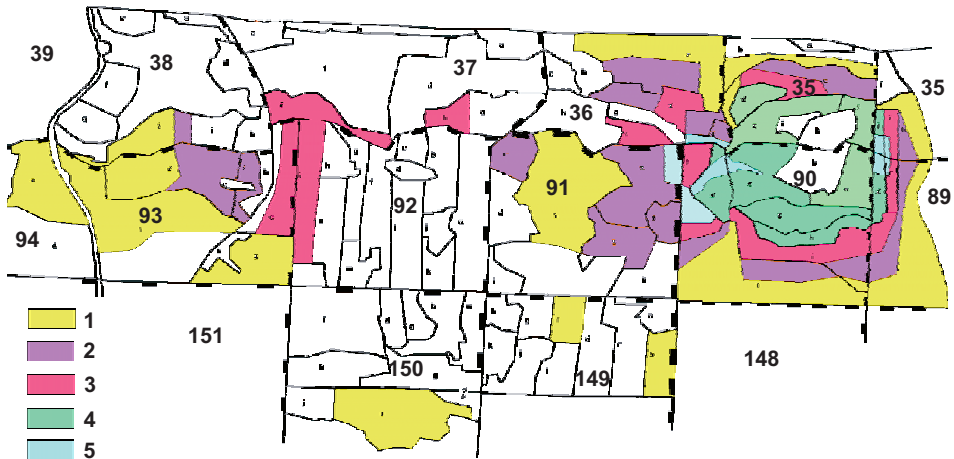
3) uprawa po uszkodzonym drzewostanie – uprawy, fragmentami młodniki, założone w miejscach wcześniejszego bytowania kormorana, z panującą sosną i domieszkami innych gatunków, częściowo opanowane przez brzozę, z pokrywą zdziczałą o nierównomiernym procencie pokrycia powierzchniowego (zadrzewieniu) – wymagające poprawek i uzupełnień oraz pielęgnacji;

4) drzewostan z defoliacją 20% – drzewostany, w których ubytek aparatu asymilacyjnego jest spowodowany obłamywaniem cetyny przez kormorany, w celu budowy lub poprawy gniazd w miejscach lęgowych; ubytek aparatu asymilacyjnego wynosi około 20%;

5) drzewostan z defoliacją 70–80% – drzewostan zasiedlony przez kormorany na potrzeby lęgowe, silnie uszkodzony, z zamierającymi drzewami, o czynniku zadrzewienia 0,5 – 0,7, z pokrywą silnie zachwaszczoną;

6) drzewostan z defoliacją około 90% – najczęściej drzewostan opuszczony (po zasiedleniu) przez kormorany, jednak nadal odwiedzany, silnie uszkodzony, obumierający, o czynniku zadrzewienia 0,3 – 0,5, z pokrywą zdziczałą.

W wymienionych drzewostanach przebywanie kormoranów i czapli siwej wywołało też zakłócenia w procesach ekologicznych lasu: m.in. dysproporcje w zasobach pierwiastków (np. nadmiar azotu), zakłócenia procesów glebowych, zmiany w rozkładzie ściółki, zmiany w składzie i pokryciu runa oraz podszytu, nadmierne występowanie szkodliwych owadów.



Ryc. 2. Lokalizacja uszkodzonych drzewostanów: 1 – drzewostany z 20% ubytkiem aparatu asymilacyjnego, 2 – drzewostany z 70%–80% ubytkiem aparatu asymilacyjnego, 3 – drzewostany z 90% ubytkiem aparatu asymilacyjnego, 4 – uprawy po zniszczonych drzewostanach, 5 – halizny po zniszczonych drzewostanach

Fig. 2. Location of damaged stands: 1 – stands with loss of 20% of assimilatory organs, 2 – stands with loss of 70-80% of assimilatory organs, 3 – stands with loss of 90% of assimilatory organs 4 – young plantations in place of destroyed stands, 5 – bare lands in place of destroyed stands

Lokalizację uszkodzonych drzewostanów przedstawiono na fragmencie mapy przeglądowo-gospodarczej w skali 1:10000 (ryc. 2).

Otrzymane wyniki lustracji terenowej pod kątem zakresu i rodzaju uszkodzeń należy traktować jako przybliżone. Granice uszkodzeń nie zawsze są tak jednoznaczne, jak to ilustruje załączona mapa; niekiedy są to pewne strefy przejściowe. Ponadto, niektóre mniej istotne szkody mogą występować w drzewostanach sąsiednich oraz na trasie przelotów kormoranów.

4.2. Zmiany w glebie

Do oceny zmian zachodzących w glebie założono 6 powierzchni w drzewostanach, które były, są oraz będą znajdowały się w strefie bytowania kormorana. Na każdej powierzchni dokonano opisu elementów siedliskowych i pobrano, z warstwy próchnicy oraz warstwy gleby do 20 cm głębokości, próbki glebowe do analiz. Na terenie zasiedlonym i przygotowywanym do zasiedlenia ze względów technicznych nie została pobrana próbka do analiz z warstwy próchnicy.

Opis powierzchni badawczych dotyczył elementów geologicznych i położenia, gatunku i typu gleby, próchnicy, roślinności runa oraz drzewostanu.

W próbkach glebowych dokonano następujących oznaczeń:

- 1) uziarnienia – metodą areometryczną w modyfikacji Prószyńskiego,
- 2) całkowitej zawartości:
 - a) węgla organicznego [C] – metodą Tiurina (zmodyfikowana),
 - b) azotu ogólnego [N] – metodą Kjeldahla (zmodyfikowana),
- 3) odczynu gleb:
 - c) pH w H₂O, pH w KCl – metodą potencjometryczną,
 - d) kwasowość hydrolityczną [Hh] – metodą Kappena,
- 4) zawartości metalicznych zasadowych kationów wymiennych: Ca, Mg, K, Na – w roztworze octanu amonu o stężeniu 1 mol·dm⁻³,
- 5) zawartości rozpuszczalnego P₂O₅ – metodą Egnera-Riehma.

Dokonano obliczeń właściwości sorpcyjnych (S, T, V) oraz C/N.

Wyniki przedstawiono w tabeli 1 (liczby określające wyższe zawartości poszczególnych składników zaznaczono półgrubym drukiem). Przeprowadzono analizę rozkładu wybranych pierwiastków chemicznych, na powierzchniach: w strefie występowania gniazd kormoranów, na terenach sąsiadujących, na terenach opuszczonych (dawne zasiedlenia) oraz kontrolnych.

Podsumowując wyniki badań glebowych można stwierdzić, że:

1. W typie siedliska Bśw próchnica i wierzchnie warstwy gleby mają odczyn bardzo kwaśny – na powierzchni kontrolnej pH w KCl wynosiło 2,7–2,9. Na pozostałych powierzchniach badawczych wartości te jednak były nieco wyższe, a na terenie zasiedlonym przez ptaki odczyn gleby zbliżony był do obojętnego.

2. W poziomie wzbogacenia wyniki analiz wykazały wyrównane wartości poszczególnych składników, które były zbliżone jednocześnie do wyników z powierzchni kontrolnej. Wyjątek stanowi stopień nasycenia kompleksu sorpcyjnego jonami metali o charakterze zasadowym wyraźnie wyższy na powierzchni najwcześniej opuszczonej przez ptaki. Może to świadczyć o stosunkowo szybkim przemieszczaniu się w głąb gleby poszczególnych składników.

3. Próchnica i wierzchnia warstwa gleby z powierzchni zasiedlonej przez ptaki odznaczała się:

- odczynem zbliżonym do obojętnego,
- stosunkiem C/N poniżej 20,
- dużą zawartością fosforu, potasu wapnia magnezu i sodu,
- wysoką wartością sumy kationów zasadowych,
- wysokim stopniem nasycenia kompleksu sorpcyjnego jonami metali o charakterze zasadowym.

4. Powierzchnia opuszczona w ostatnim czasie przez ptaki odznaczała się:

- wysoką zawartością w próchnicy fosforu, potasu, wapnia, magnezu i sodu,
- odczynem próchnicy i wierzchniej warstwy gleby niewiele wyższym niż na powierzchni kontrolnej,

Tabela I
Table 1

Wyniki analiz próbek glebowych pobranych na powierzchniach badawczych
Results of analyses of soil samples taken from experimental plots

Powierzchnie badawcze Experimental plot	Pozion glebowy Soil layer	Wyniki analiz glebowych Results of soil analyses									
		pH		C	N	C/N	P ₂ O ₅	K ⁺	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	
		H ₂ O	KCL	%			mg/100g				
Oddział 90b Compartment 90b Teren najwcześniej opuszczony przez ptaki Territory early abandoned by birds	FH	4,1	3,1	3,75	0,237	15,8	5,5	0,19	1,82	0,41	
	AE	4,4	3,5	0,238	0,023	10,3	5,5	0,02	0,70	0,10	
	B _{Fe}	4,8	3,8	0,040	0,003	13,3	5,5	0,02	0,82	0,10	
Oddział 90c Compartment 90c Teren opuszczony przez ptaki, obecnie uprawa Territory abandoned by birds, now silviculture	FH	4,8	4,2	16,5	0,985	16,8	125,0	0,18	9,23	0,38	
	AE	4,7	3,6	1,93	0,084	23,0	5,5	0,08	2,27	0,14	
	B _{Fe}	4,4	3,4	0,745	0,028	26,6	20,0	0,05	1,42	0,12	
Oddział 91a Compartment 91a Teren ostatnio opuszczony przez ptaki Territory recently abandoned by birds	FH	4,2	3,7	26,8	1,526	17,6	181,2	1,46	22,45	2,98	
	AE	4,3	3,0	2,10	0,068	30,4	18,0	0,24	1,20	0,20	
	B _{Fe}	4,3	3,6	0,288	0,013	22,2	10,0	0,02	0,62	0,09	
Oddział 90j Compartment 90j Teren zasiedlony Occupied territory	HA	7,0	6,4	4,46	0,253	17,6	72,5	1,18	12,47	1,36	
	B _{Fe}	3,7	3,1	0,948	0,034	27,9	2,2	0,05	0,50	0,09	

– wysoką wartością pojemności sorpcyjnej, sumy kationów zasadowych i kwasowości hydrolitycznej w próchnicy.

5) Powierzchnia przygotowywana do zasiedlenia miała parametry zbliżone do powierzchni kontrolnej.

6) Na powierzchni z młodym drzewostanem sosnowym, która była najwcześniej wyeksploatowana i opuszczona przez ptaki, obserwuje się niskie zawartości badanych pierwiastków, niską pojemność sorpcyjną i sumę kationów zasadowych. Stopień nasycenia zasadami kompleksu sorpcyjnego w wierzchnich warstwach gleby jest niewiele wyższy niż na powierzchni kontrolnej. Powodem takiego stanu jest niewykształcona w pełni warstwa runa i próchnicy po przeprowadzonym odnowieniu drzewostanu, przy czym w glebie nie pozostały już związki wapnia, fosforu i magnezu, których działanie w krótkim okresie można było uznać jako swoiste nawożenie. Zwraca przy tym uwagę stosunkowo wysoki stopień nasycenia zasadami w poziomie wzbogacenia.

7) Powierzchnia, na której założono uprawę sosnową stanowi przejście między powierzchnią opuszczoną i powierzchnią z młodym drzewostanem. Obserwuje się zwiększone wartości fosforu i wapnia w warstwie próchnicy i nieco wyższą wartość sumy kationów zasadowych w próchnicy, gdy pozostałe wyniki zbliżone są do średnich.

8) Na podstawie powyższego można uznać, że na badanym terenie szkody powodowane przez ptaki polegają głównie na dewastacji roślinności – drzewostanu i runa – natomiast zmiany, jakie kormorany powodują w glebach mają charakter przejściowy i dotyczą głównie wzrostu wartości pH oraz zawartości przyswajalnych form fosforu, potasu, wapnia i magnezu w próchnicy i w poziomie akumulacyjnym.

4.3. Ocena stanu uszkodzenia i zagrożenia powodowanego przez owady

Ocenę stanu zagrożenia drzewostanów osłabionych w wyniku obecności kormoranów i czapli powodowanego przez owady przeprowadzono na terenie rezerwatu „Kąty Rybackie” w latach 2000–2001. W tym czasie przeprowadzono trzy lustracje terenowe.

W celu oceny uszkodzeń powodowanych przez kormorany, na terenie rezerwatu wybrano 4 powierzchnie doświadczalne w formie transektów biegnących od ściany drzewostanu do wnętrza. Transekty zlokalizowano po jednym na południowej, zachodniej, wschodniej i północnej ścianie drzewostanu w rezerwacie. Na wszystkich powierzchniach doświadczalnych oceniono po 100 drzew próbnych po 25 w odległościach 0–25, 25–50, 50–75, 75–100 metrów od ściany lasu. Drzewa oceniano pod względem zdrowotności na podstawie oceny następujących elementów:

– stopnia redukcji aparatu asymilacyjnego spowodowanego przez kormorany,

- stanu korony, występowania martwych gałęzi, suchoczubów itp.,
- stanu strzały, występowania żerowisk owadów, martwic, wycieków, huby itp.

W przypadku występowania na powierzchniach doświadczalnych drzew ze strzałami zasiedlonymi przez owady kambiofagiczne przeprowadzono analizy entomologiczne. Z uwagi na obowiązywanie zakazu ścinania drzew, analizy te przeprowadzono do wysokości 2 m. Na drzewach zasiedlonych i pozbawionych kory na skutek działalności np. dzięciołów, jakościową ocenę zasiedlenia przeprowadzono także poprzez oględziny wyższych partii strzał. Ogółem poddano analizie 10 drzew: 5 świeżo zamartwych, charakteryzujących się zieloną koroną oraz 5 zamartwych wcześniej, pozbawionych igliwia. W celu stwierdzenia występowania owadzich wrogów naturalnych przypłaszczka część zasiedlonej kory pobrano do hodowli.

W latach 2000–2001 przeprowadzono odłowy przypłaszczka granatka *Phae-nops cyanea* F. (Col., Buprestidae) na tzw. opaski lepowe w celu oceny nasilenia występowanie tego gatunku na terenie rezerwatu. Ogółem zainstalowano 50 pułapek lepowych na sosnach zlokalizowanych na ścianach lasu.

W opracowaniu wykorzystano także dane dotyczące miąższości usuwanego posuszu oraz odłowów do pułapek feromonowych cetyńca większego i drwalnika paskowanego.

Ocena drzew na transektach wykazała wyraźną dominację drzew martwych i silnie osłabionych na ścianach lasu oraz w ich pobliżu. Szczególnie silnej presji ptaków poddawane są zachodnia i południowa ściana halizny w obrębie rezerwatu. Powoduje to stałe wydzielanie się drzew, rozluźnianie zwarcia, co stwarza dobre warunki rozwojowe dla ciepłolubnych owadów. Analiza entomologiczna martwych drzew wykazała, że prawie na wszystkich egzemplarzach występuje przypłaszczek granatek *P. cyanea*. Potwierdziło to przypuszczenia o dominującej roli tego owada w „dobijaniu” sosen osłabionych zniszczeniami powodowanymi przez kormorany. Do analiz zasiedlenia wybrano zarówno drzewa znajdujące się we wstępnych fazach sukcesji owadów kambio- i ksylofagicznych, zasiedlone w bieżącym roku, jak i też zasiedlone w poprzednich sezonach. Podczas gdy na drzewach świeżo zamartwych spotykano głównie żerowiska i postaci larwalne przypłaszczka, to na starszym posuszu stwierdzono także obecność kilku gatunków towarzyszących.

W szczególnie dużym nasileniu na starym posuszu wystąpił wykarczak sosnowiec *Arhopalus rusticus* L. wtórnie zasiedlający odziomkowe części stojących drzew. Zwraca także uwagę częste występowanie trzpienników *Siricidae* należących do rodzaju *Sirex*. Prawdopodobnie w wielu przypadkach zasiedlają one martwice na żywych drzewach. Wszystkie gatunki kambiofagów i ksylofagów, których obecność stwierdzano na podstawie postaci larwalnych na zamartwych wcześniej (w poprzednim sezonie) drzewach, należą do grupy zasiedlającej sosnę

w późniejszych fazach sukcesji owadów. Należą do nich rębacz szary *Rhagium inquisitor* L., tycz cieśla *Acanthocinus aedlis* L. i wykarczak *A. rusticus*. Gatunki te nie przyczyniały się do zamierania osłabionych drzew. Usuwanie posuszu opuszczonego przez przyplaszczka nie wpłynie pozytywnie na poprawę zdrowotności drzewostanu tym bardziej, że drzewa opuszczone przez tego bogatka z reguły nie są już intensywnie zasiedlane przez cetyńce, ani inne tzw. dobijające gatunki kambiofagów. Dotyczy to także martwych drzew młodszych, zlokalizowanych w zwartych fragmentach drzewostanu. Pozostawianie martwych drzew (posuszu jałowego) przyczyni się natomiast do poprawy warunków rozwojowych głównych wrogów naturalnych przyplaszczka, jakimi są dzięcioły.

Jednakże zdecydowanie należy zwiększyć intensywność wykrywania i usuwania czynnych drzew „przyplaszczkowych”. Jednoroczny cykl rozwojowy tego chrząszcza umożliwia wykrycie i zniszczenie miejsc rozrodu w okresie jesienno-zimowym. Tym samym nie dopuszcza się do wylotu młodego pokolenia w roku następnym.

Jak wskazują dane literaturowe, fauna owadzych wrogów naturalnych przyplaszczka granatka jest bardzo uboga (AUBERT 1969), co zostało potwierdzone wynikami hodowli materiałów zebranych w rezerwacie kormoranów. W trakcie hodowli z kory zasiedlonej przez przyplaszczka uzyskano około 900 imagines tego bogatka oraz jedynie kilka owadów doskonałych parazytoidów należących do rodzaju *Coeloides* (Hym., Braconidae). Wskazuje to na potencjalnie małe znaczenie owadów antagonistycznych w ograniczaniu liczebności przyplaszczka.

Pomimo dosyć niskich odłowów na opaski lepowe, gdzie średnia liczba chrząszczy w 2000 r. wyniosła 6,3, a w 2001 – 3,0, w ciągu ostatnich dwóch lat obserwowano dużą aktywność przyplaszczka granatka. Pod koniec 2001 r. drzewa zasiedlone przez przyplaszczka wystąpiły licznie na całej powierzchni drzewostanów rezerwatu w szczególności na odsłoniętych ścianach o zachodniej i południowej wystawie. Na 2002 r. zaplanowano usunięcie około 350 m³ posuszu sosnowego. Zasiedlone przez przyplaszczka drzewa charakteryzują się zieloną koroną i optycznie nie różnią się od drzew zdrowych, często najlepszym wskaźnikiem obecności przyplaszczka jest odbijanie kory przez dzięcioły. Najprawdopodobniej dlatego zaplanowane do usunięcia miąższoci drzew zasiedlonych znacznie się zwiększą wraz z „wyznaczaniem” przez dzięcioły drzew „przyplaszczkowych”. Należy przypuszczać, że większość z posuszu sosnowego usuwanego w starodrzewiach sosnowych na przestrzeni ostatnich 15 lat wydzielała się na skutek działalności tego bogatka. W celu prawidłowego rozpoznania drzew „przyplaszczkowych” obok oceny wzrokowej drzewa (kolor igliwia, obecność srebrzystych wycieków pomiędzy płatkami kory), należy stosować metodę odślania tzw. lusterek kontrolnych. Metoda ta polega na wycinaniu od południowej strony strzały 10 cm² kory na wysokości ok. 1,5 m, co umożliwia z dużym prawdo-

podobieństwem stwierdzanie obecności żerowisk młodych stadiów larwalnych chrząszczy. Jak wynika z licznych badań, pułapki klasyczne (drzewa leżące) bardzo słabo zasiedlane są przez przyplaszczka, co szczególnie jest wyraźne w drzewostanach charakteryzujących się dużą liczbą drzew podatnych na zasiedlenie, jak ma to miejsce w rezerwacie Kąty Rybackie. Wykładanie drzew pułapkowych nie należy w tym przypadku do zalecanych metod ograniczania populacji tego owada.

Przyplaszczek korzysta z osłabienia drzew powodowanego przez kormorany, powodując ich masowe zamieranie, tym samym staje się jednym z czynników stymulujących przesuwanie się kolonii kormorana na coraz to nowe tereny. Dlatego między innymi w interesie zachowanie warunków rozwojowych kormoranów leży ograniczanie znaczenia tego owada w drzewostanach rezerwatu.

W latach 2000–2001 zanotowano dosyć niskie liczby odławianych do pułapek feromonowych cetyńców *Tomicus* spp. i drwalnika paskowanego *Trypodendron lineatum* Oliv. (średnie liczby imagines cetyńców wynosiły w 2000 r. 26,3 i w 2001 r. – 32,9, a drwalnika paskowanego odpowiednio: 393,6 i 132,7). Na osłabionych przez kormorany żywych drzewach, we wszystkich przedziałach odległości od ściany lasu stwierdzano ślady wgryzień cetyńców *Tomicus* spp. Jednak pomimo osłabienia, wiele drzew wytrzymuje ataki korników. Cetyńce i drwalnik paskowany nie stwarzają zagrożenia dla istnienia drzewostanu, powinny być jednak stale monitorowane i ograniczane przy wykorzystaniu pułapek feromonowych.

W trakcie lustracji terenowych (przeszukiwania ścioly, ogłędziny odnowień) nie stwierdzano zwiększonej aktywności owadów liściożernych ani tzw. szkodników upraw i młodników.

Z ważniejszych zalecanych czynności gospodarczych w zakresie ochrony lasu należy wymienić:

1) dokładne wyznaczanie drzew zasiedlonych przez szkodliwe owady poprzez obserwację stanu strzały (odbijanie kory przez dzięcioły, wycieki żywiczne), korony (kolor, długość igieł) i w sytuacjach wątpliwych wykonanie lusterka kontrolnego. Wyznaczanie drzew należy przeprowadzać co najmniej raz w miesiącu od września do lutego;

2) w okresie jesienno-zimowym staranne usuwanie drzew „przyplaszczkowych” (zasiedlonych) oraz korowanie i palenie kory;

3) Monitorowanie i ograniczanie populacji cetyńców i drwalnika paskowanego przy zastosowaniu pułapek feromonowych;

4) stwarzanie warunków rozwojowych wrogom naturalnym szkodników wtórnych – dzięciołom, poprzez pozostawianie drzew dziuplastych i posuszu jałowego;

5) wchodzenie z odnowieniami gatunków liściastych szybko rosnących (np. brzoza, osika) charakteryzujących się repelentnym oddziaływaniem na szkodniki wtórne.

5. OKREŚLENIE RODZAJU SZKÓD I OBLICZENIE STRAT SPOWODOWANYCH ODDZIAŁYWANIEM KORMORANÓW NA LASY

Podstawą do określenia szkód i obliczenia strat z tytułu oddziaływania kormorana czarnego i czapli siwej na lasy jest zasięg i rodzaj tego oddziaływania przedstawiony w rozdziale 4.1.

Postanowiono wyróżnić szkody przynoszące straty z tytułu:

- zmniejszenia bieżącego przyrostu miąższości (straty na produkcji drewna),
- poniesionych dodatkowych kosztów na zagospodarowanie lasu.

STRATY NA PRODUKCJI DREWNA

Przyjęto, że straty na produkcji drewna w analizowanych drzewostanach będą wynikać z różnicy bieżącego przyrostu miąższości, określonego w warunkach bez ujemnego oddziaływania kormorana i w jego efekcie w okresie od wystąpienia szkód do ich indywidualnego wieku rębności. Przy obliczaniu strat przyjęto, że przeciętny wiek drzewostanów, w których rozpoczyna się ujemny wpływ kormoranów, różni się od wieku ich wyrębu (wieku rębności) o liczbę lat równą sumie długości trwania poszczególnych faz uszkodzenia.

Założono, że od momentu pojawienia się ujemnego oddziaływania kormorana mamy do czynienia z następującymi fazami uszkodzenia drzewostanów:

1) faza pobierania cetyny na budowę gniazd (około 5 lat); w drzewostanie następuje redukcja aparatu asymilacyjnego i drobnych pędów o około 20%, co powoduje redukcję przyrostu bieżącego miąższości o około 25%;

2) faza zakładania gniazd (trwa do 5 lat), w której dochodzi do redukcji aparatu asymilacyjnego i drobnych pędów o około 70–80% i obumierania drzew, co powoduje redukcję przyrostu bieżącego miąższości o około 75% na drzewach żywych i całkowitą utratę przyrostu na drzewach obumarłych;

3) faza rozpadu drzewostanu (trwa około 4 lat) po zakończeniu gniazdowania, lecz z dalszą bytnością kormoranów, co powoduje dalszą redukcję drzew i defoliację sięgającą 90%; przyjęto tu utratę bieżącego przyrostu miąższości o około 75% na drzewach żywych i całkowitą utratę przyrostu na drzewach obumarłych.

Zidentyfikowano także straty na produkcji drewna z tytułu:

- a) defoliacji koron drzew,
- a) zwłoki z odnowieniem lasu.

Dla określenia łącznych strat na przyroście grubizny drewna, jakie ponosi nadleśnictwo wskutek oddziaływania kolonii kormorana, niezbędne jest przyjęcie odpowiednich przedziałów czasu trwania lasu w danym stanie (mierzonym tu procentem defoliacji). Dla określenia łącznych strat na przyroście, niezbędne jest zsumowanie strat na przyroście z poszczególnych faz uszkodzeń (np. obecne drze-

wostany z 90% defoliacją poprzedzała faza z 70–80%, a jeszcze wcześniej z 20% defoliacją). Z kolei obecne halizny i uprawy to wcześniejsze drzewostany z defoliacją 20%, następnie 70-80% i wreszcie z defoliacją 90%.

Wyliczenie przybliżonych łącznych strat na przyroście miąższności z tytułu dotychczasowego bytowania kormorana w lasach Mierzei Wiślanej przedstawiono w poniższym zestawieniu:

Faza uszkodzenia lasu wyrażona % defoliacji	Powierzchnia	Przeciętny okres trwania lasu w danym stanie w latach	Przeciętna roczna strata na przyroście na 1 ha w m ³	Przeciętna roczna strata na przyroście na 1 ha w m ³ na drzewach przedwcześnie obumarłych	Łączna strata w przyroście w m ³
20	51,50	2	1,12	–	115,36
	59,21	5	1,12	–	331,58
70–80	23,98	3	1,96	0,83	200,71
	35,23	5	1,96	0,83	491,46
90	15,94	2	1,08	1,45	80,66
	19,29	4	1,08	1,45	195,21
Razem					1414,98

Łączna strata na przyroście miąższności, przyjmując cenę drewna ogółem uzyskaną w 2001 roku w leśnictwie Kąty Rybackie w wysokości 148,04 zł za 1 m³, wynosi 209 474 zł.

Obliczenie strat na produkcji drewna z tytułu zwłoki z odnowieniem lasu (z sosną jako gatunkiem panującym, przy zadrzewieniu 0,8) przedstawia kolejne zestawieni:

Typ siedliskowy lasu	Bonit.	Rodzaj powierzchni	Pow. ha	Przyrost m ³ na 1 ha przy zad. 1,0	Roczne straty na przyroście	Liczba lat okresu spoczynku	Łączne straty na przyroście	
BMśw	III	Halizna po uszkodzonym drzewostanie	0,08	5,0	0,32	2	0,64	
			0,25	5,0	1,00	2	2,00	
LMśw	II		0,07	6,1	0,34	2	0,68	
			0,55	6,1	2,68	2	5,36	
BMśw	III		0,33	5,0	1,32	2	2,64	
			1,06	5,0	4,24	2	8,48	
			Halizna po przypadłej uprawie	0,15	5,0	0,60	1	0,60
LMśw	II		Halizna po pożarze	0,56	6,1	2,73	1	2,73
				0,84	6,1	4,10	1	4,10

BMśw	III	Uprawa	0,19	5,0	0,76	4	3,04
			1,13	5,0	4,52	4	18,08
LMśw	II		1,15	6,1	7,02	4	28,08
			2,57	6,1	12,54	4	50,16
			0,76	6,1	3,71	4	14,84
			2,17	6,1	10,59	4	42,36
			2,83	6,1	13,81	4	55,24
			0,80	6,1	3,9	4	15,60
			2,27	6,1	11,08	4	44,32
			1,53	6,1	7,47	4	29,88
Razem			92,73			328,83	

Przyjmując cenę drewna ogółem uzyskaną w 2001 r. w leśnictwie Kąty Rybackie w wysokości 148,04 zł za 1 m³, łączna strata na przyroście z tytułu zwłoki z odnowieniem lasu wynosi 48 680 zł.

DODATKOWE KOSZTY ZAGOSPODAROWANIA LASU

Ujemne oddziaływanie kormorana na lasy obejmuje nie tylko straty powodowane na przyroście miąższości, ale też zmiany w środowisku leśnym: zmianę zawartości pierwiastków w glebie, zmiany w rozkładzie ściółki, zmiana runa i podszytu, pojawienie się dużych otwartych powierzchni (miejsca zmrozowisk, koncentracji zwierzyny na uprawach), późne zdrewnienie pędów sadzonek, pobieranie przez ptaki sadzonek na gniazda, zwiększoną penetrację turystów itp. Te ujemne wpływy na środowisko leśne przyczyniają się do zwiększania kosztów zakładania i pielęgnacji upraw (GŁAZ i in. 2002). Łączne dodatkowe koszty poniesione na zagospodarowanie lasu (wg cen z 2001 r.) wynoszą 46 534 zł.

Przybliżone straty i dodatkowe koszty, jakie poniosło Nadleśnictwo Elbląg w zasięgu ujemnego oddziaływania kormorana wynoszą 304 688 zł.

Do powyższego rachunku nie włączono strat z tytułu utraty użytków ubocznych (wg szacunku 11 300 zł rocznie) oraz strat z tytułu obniżenia jakości surowca drzewnego (wg szacunku 5650 zł rocznie).

6. ZALECENIA W ZAKRESIE HODOWLI LASU

6.1. Postępowanie w drzewostanach uszkodzonych

Przy obecnym rozmiarze szkód niezbędne są aktywne działania hodowlane na rzecz restytucji lasu. Ich celem jest opóźnienie rozpadu drzewostanów poddanych

presji kormoranów oraz możliwie najsprawniejsze przywrócenie i utrwalenie pokrywy leśnej na terenie opuszczonym przez te ptaki. Nie należy natomiast spodziewać się, że za pomocą działań z zakresu hodowli lasu uda się zapobiec zniekształceniu środowiska leśnego i wystąpieniu dalszych poważniejszych szkód, biorąc pod uwagę obecny poziom populacji kormoranów i dynamikę jej rozwoju. Propozycję pozostawienia terenu opuszczonego przez ptaki do regeneracji na drodze naturalnej sukcesji należy odrzucić z uwagi na rozmiar szkód, jak również ze względu na funkcję ochronną spełnianą przez las na obszarze Mierzei Wiślanej.

W drzewostanach odwiedzanych tylko sporadycznie przez kormorany należy skupić się na działaniach profilaktycznych. W drzewostanach III klasy wieku, na siedlisku BMśw jest jeszcze czas, aby zadbać o wykształcenie się dolnego piętra, które w momencie nasilonej defoliacji górnego piętra wypełniać będzie luki w zwarciu. Samorzutne pojawianie się nalotu liściastego oraz świerka powinno być wspomagane przez posadzenia dębu, buka, lipy, klonu i innych gatunków. Rozwój dolnych pięter należy popierać przez prowadzenie trzebieży późnych o umiarkowanym nasileniu. Zbyt silne cięcia nie powinny mieć miejsca z uwagi na duże prędkości wiatru obserwowane na tym terenie, zwłaszcza wiosną i jesienią. W szczególności należy unikać przerzedzania grup silnych i żywotnych drzew (ZAJĄCZKOWSKI 1994).

Postępowanie w drzewostanach z defoliacją 20% wymaga zróżnicowania. Należy rozróżnić drzewostany starsze (w IVb klasie wieku i wyżej), które z dużym prawdopodobieństwem wkrótce zostaną zasiedlone przez ptaki oraz drzewostany młodsze (III–IVa klasa wieku), które, ze względu na zbyt małe wymiary drzew, nie są jeszcze traktowane jako odpowiednie miejsce na kolonię. Drzewostany młodsze o niewielkich uszkodzeniach należy traktować podobnie jak drzewostany nieuszkodzone, prowadząc systematyczne trzebieże późne i wspomagając w ten sposób rozwój dolnego piętra. Drzewostany starsze, zwłaszcza jeśli dolne piętro nie wykształciło się u nich w wystarczającym stopniu, powinny być maksymalnie długo utrzymywane w zwarciu. Należy unikać ich dodatkowego prześwietlenia i ograniczać się do prowadzenia w nich cięć sanitarnych.

W drzewostanach z defoliacją 70–80%, działania hodowlane muszą być podporządkowane względem ochronnym. Bez względu na wiek, należy w tym wypadku zaniechać prowadzenia trzebieży, gdyż najważniejszym zadaniem w tym stadium jest usuwanie posuszu czynnego, przez co można osiągnąć opóźnienie rozpadu drzewostanu. Pośrednim celem tych działań jest możliwie najdłuższe zatrzymanie gniazdujących kormoranów w jednym miejscu i spowolnienie przez to procesu przesuwania się kolonii na nowe tereny, coraz bardziej oddalone od jej pierwotnego centrum.

Drzewostany z defoliacją 90% mogą i powinny być stopniowo usuwane, zwłaszcza najstarsze, 120-150-letnie, co pozwoli na zachowanie ładu czasowego. Ład przestrzenny, choć na tym terenie pożądanym z punktu widzenia ochrony przed

wiatrem, nie jest jednak możliwy do osiągnięcia z uwagi na nieregularny układ uszkodzeń oraz silne przerzedzenie większości drzewostanów w bezpośrednim sąsiedztwie kolonii.

W drzewostanach nie przeznaczonych w najbliższym okresie do wycięcia powinno być kontynuowane usuwanie posuszu czynnego. Część posuszu jałowego należy natomiast pozostawiać, pojedyncze egzemplarze (do 10% zapasu) można zachować również po usunięciu drzewostanu, gdyż mogą służyć jako miejsca gniazdowania dzięciołów oraz ptaków drapieżnych. Drzewostany z większą ilością pozostawionego posuszu, jak również drzewostany młodsze, powinny być odnawiane za pomocą rębni z grupy stopniowych, zwłaszcza rębni IIIId.

6.2. Odnawianie lasu na terenie opuszczonym przez kormorany

Na omawianym terenie w celu zwiększenia odporności na istniejące zagrożenia należy unikać wprowadzania litych drzewostanów sosnowych. Niemniej jednak, nie jest uzasadniona rezygnacja z sosny, jako gatunku głównego. Wprowadzanie sosny na uprawę na terenie świeżo opuszczonym przez ptaki, na przenawożonej wierzchniej warstwie gleby, wiąże się z takimi negatywnymi konsekwencjami, jak spóźnione drewnienie pędów i związane z tym szkody od przymrozków wczesnych. To samo odnosi się do towarzyszących sośnie domieszek (zwłaszcza dębów). Z tego względu do wyboru pozostają następujące drogi postępowania: pozostawienie powierzchni odłogiem na około 5 lat, rozłożenie procesu odnowienia na dłuższy okres (zastosowanie rębni stopniowej) lub założenie uprawy przedplonowej.

W wypadku pozostawienia powierzchni odłogiem teren zostanie najprawdopodobniej opanowany przez krzewy, zwłaszcza kruszynę i bez koralowy. Przy okazji mogą pojawić się też drzewiaste gatunki lekkonasienne (brzoza, osika). Takie zastępcze zbiorowisko może spełnić rolę oczyszczającą wierzchnią warstwę gleby z nadmiaru związków azotu i fosforu, pod warunkiem wycięcia i wywiezienia pozyskanego materiału poza obszar lasu. Powrót do równowagi zakłóconej nadmiarem związków azotu można przyspieszyć przez zastosowanie nawożenia wapniem i magnezem (HEINSDORF 1997). Po upływie około 5 lat należy przystąpić do odnawiania, zakładając uprawę ze znaczącym udziałem sosny. W domieszce można uwzględnić wprowadzony miejscami kępowo dąb, a także brzozę wprowadzoną w formie kępowej lub pasowej. Biorąc pod uwagę zróżnicowanie siedliskowe (bór świeży, bór mieszany świeży) udział poszczególnych składników uprawy powinien wahać się w następujących granicach: sosna 40–60%, brzoza 20–40%, buk 0–20%, dąb 0–20%, inne (modrzew, świerk, jarząb, lipa, klon) 0–10%.

Odnawianie za pomocą rębni stopniowej udoskonalonej jest możliwe do przeprowadzenia w tych drzewostanach, które zostały wcześniej opuszczone, a stary drzewostan nie został jeszcze do końca usunięty. Dotyczy to przede wszystkim

żyźniejszych siedlisk występujących na terenie rezerwatu, szczególnie tam, gdzie typ siedliskowy został określony jako LMśw. W tym wariantcie należy wprowadzać kępy dębu i buka pod osłoną starego drzewostanu, ewentualnie wykorzystać istniejące wcześniej podrosty, o ile zachowały odpowiednią dynamikę wzrostu na wysokość. Po wykonaniu cięć odsłaniających i uprzątających należy pozostałą powierzchnię obsadzić sosną i brzozą, uzupełnioną przez domieszkę modrzewia.

Decydując się na założenie uprawy przedplonowej, należy przystąpić do odnowienia niezwłocznie po usunięciu zamarłego drzewostanu. W tym wariantcie, jako gatunek główny należy potraktować brzozę, sadząc ją w luźnej więźbie, w liczbie około 2 tys. szt./ha, licząc się z naturalnym dogęszczeniem uprawy przez samosiew, także osiki i jarzębiny. Obecność brzozy i osiki, jako gatunków repelentnych ma istotne znaczenie zwłaszcza w sąsiedztwie drzewostanów zaatakowanych przez przyplaszczka granatka. Biorąc pod uwagę ewentualne wykorzystanie drobno- i średniowymiarowego surowca, czas utrzymywania przedplonu można przedłużyć do 20 lat. Po jego usunięciu następowałoby założenie uprawy o podobnym składzie gatunkowym jak w wariantcie pierwszym: z dominacją sosny i uwzględnieniem znaczącego udziału brzozy.

Przy pielęgnacji należy unikać zbyt silnych zabiegów, mając na uwadze zachowanie zwarcia i przeciwdziałanie tą drogą ewentualnej penetracji wnętrza upraw przez kormorany oraz zwierzynę płową (SZYMAŃSKI 1986). Jeśli nie będzie to wystarczało, należy liczyć się z koniecznością zastosowania także mechanicznych metod ochrony upraw przed zwierzyną. W trakcie rozwoju młodnika należy prowadzić cięcia faworyzujące obecne w nim gatunki liściaste, zapobiegając ich wypieraniu przez sosnę.

Praca została złożona 17.02.2003 r. i przyjęta przez Komitet redakcyjny 17.03.2003 r.

CONSEQUENCES OF BLACK CORMORANT EXISTENCE IN FORESTS OF VISTULA SANDBAR

Summary

Nature reserve "Kąty Rybackie", comprising an area of 14.13 ha, was established in 1957 on territory of Elbląg Forest District of Regional Directorate of State Forests in Gdańsk to preserve and protect breeding site of black cormorant (*Phalacrocorax carbo* Linnaeus, 1758) and gray heron (*Ardea cinerea* L.). In those days not more than 300 couples were nesting there. In 2000 the area of nature reserve was enlarged up to 102,54 ha. Nowadays one can estimate the colony size at approximately 8,000 nests. This endangers forest sustainability as well as protective, recreational and rest functions of region.

The aim of the research was to determine the qualitative and quantitative changes in state of forest site, health state, sanitary condition and silvicultural value of stand in the zone of influence of black cormorant on Vistula Sandbar and elaborating silvicultural-protective guidelines for this area.

To achieve this aim the inspection of stands was done with the participation of experts in the field of silviculture, forest protection, forest management and forest sites, samples of soil were taken both from nesting and adjacent area, transects were established to study health state, damage zones were determined and silvicultural-protective activities for this area were proposed, with distinguishing of zones with different methods and intensity of conducted treatments.

Summarizing the results of soil analyses one can conclude that damage caused by birds on experimental plots consists in flora devastation – stand, forest floor plants – but changes caused by black cormorant in soil have temporary character and they regard mainly increase of pH and content of available form of phosphorus, potassium, calcium and magnesium in humus and accumulation layer.

Assessment of trees on established transects revealed a distinct dominance of dead and heavily attenuated trees on forest edge and its neighborhood. It creates a good development conditions for thermophilous insects. Entomological analysis of dead trees point out that *Phaenops cyanea* was found on almost every tree. Removing of dead standing wood, abandoned by *Phaenops cyanea*, will not be conducive to good health of stand the more so that trees abandoned by this flat-headed borer usually are not settled in by bark beetles or others so-called finishing stroke species of cambiohphages. But it is necessary to increase the intensity of detection and removing of active *Phaenops cyanea*'s trees.

It was decided to distinguish the following losses:

- a) Losses in wood production;
- b) Additional costs of forest management.

Losses in wood production were identified as result of: (a) defoliation of tree crowns, (b) delay in reforestation. Taking into account the wood price in 2001 in Kały Rybackie Sub-district at the level of 148.04 zł per 1 m³ total loss on increment is: (a) by defoliation – 209,474 zł, (b) by delay in reforestation – 48,680 zł. Global additional expenses on forest management amount 46,534 zł. Approximate losses and additional costs borne by Elbląg Forest District within the zone of negative influence of black cormorant amount 304,688 zł. Losses of non-wood forest products (according to an estimation 11,300 zł annually) and losses as a result of decreasing of wood quality (according to an estimation – 5,650 zł annually) were not taken into account.

At the present range of forest damage the silvicultural activities are essential for forest restitution. Their aim is to delay decomposition of stands being under black cormorant pressure and possible re-establishing and consolidating of forest cover on territory abandoned by these birds. It shall not be expected that using silvicultural activities will be possible to prevent forest environment from deformation as well as occurrence of serious damage, taking into account present size of black cormorant population and dynamic of its development. Proposal to leave the territory abandoned by birds for natural regeneration should be rejected due to damage size as well as protective function of forests on Vistula Sandbar.

(transl. K. J.)

PIŚMIENNICTWO

- AUBERT J. F. 1969: Les Ichneumonides ouest-paléarctiques et leurs hôtes, 1. Pimplinae, Xoridinae, Acaenitinae. 302 pp. Paris.
- CRAMP S., SIMMONS K. E. L. 1977: The birds of the western Palaearctic. Vol. I. Ostrich to ducks. Oxford University Press, Oxford.
- GLĄZ J., BYSTROWSKI C., HILSZCZAŃSKI J., KLICZKOWSKA A., ZACHARA T., 2002: Ekspertyza dotycząca wpływu bytowania kormorana czarnego na lasy Mierzei Wiślanej oraz postępowania hodowlano-ochronnego dla tego obszaru. Dok. nauk. Masz. IBL.
- GOC M., NITECKI C. 1997: Human activities accelerate the expansion of the cormorant breeding colony at Kąty Rybackie, NE Poland. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina 26: 443-447.
- HEINSDORF D. 1997: Stabilisierung N-geschädigter Kiefernstangenholzer durch CaMg-Düngung mit Buchenunterbau. AFZ Wald, 16: 870-874
- JOHNSGARD P. A. 1993: Cormorants, darters and pelicans of the world. Smithsonian Institution Press, Washington & London.
- KELLER T., LINDEINER V. A., Lanz U, 1998: Cormorant management in Bavaria, southern Germany – shooting as a proper management tool? Cormorant Research Group Bulletin, 3: 11-19.
- LINDELL L. MELLIN M., MUSIL P., PRZYBYSZ J., ZIMMERMAN H., 1995: Status and population development of breeding cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* of the central European flyway. Ardea 83 (1): 81 – 92.
- LEKUONA J. M., CAMPOS F. 1998: Wintering distribution of day roosts, night roosts and feeding areas of Cormorants (*Phalacrocorax carbo sinensis*). Misc. Zool., Navarra, 21(1): 61-74.
- MUNSTERMAN. M. J., EERDEN M. R. VAN, 1991: Wintering Cormorants on the fringe of the Mediterranean: possible reasons for long distant travellers. In: Proc. workshop 1989 on Cormorants *Phalacrocorax carbo* (eds. Eerden M. R. van & Zijlstra M.). Rijkswaterstaat Directorate Flevoland, Lelystad: 124-131.
- PAJKERT Z., GÓRSKI W. 1996: Breeding ecology of great cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* in the Słowiński National Park (Northwestern Poland). Cormorant Research Group Bulletin, 2: 6-10.
- PRZYBYSZ A., PRZYBYSZ J. 1975: Kormoran czarny *Phalacrocorax carbo* L. w Polsce. Prz. Zool., 19, (3): 341-354.
- REYMOND A., ZUCHUAT O. 1995: Axial migration routes in Cormorants *Phalacrocorax carbo* passing through or wintering in Switzerland. Ardea, 83 (1): 275-280.
- STEMPNIEWICZ L., GOC M., NITECKI C. 1998: O potrzebie badań ekologicznych nad kormoranem *Phalacrocorax carbo* w Polsce. Notatki Ornitol., 39 (1): 33-45.
- SZYMAŃSKI S. 1986: Współczesne problemy selekcyjnej pielęgnacji drzewostanów. Post. Tech. Leś., t. XXXVIII.
- TOMIAŁOJĆ L., 1990: Ptaki Polski, rozmieszczenie i liczebność. PWN, Warszawa.
- VAN RIJN, S., PLATTEEUW, M. 1996: Remarkable fledgling mortality at the largest great cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* colony in the Netherlands. Cormorant Research Group Bulletin, 2: 33-35.
- VAN EERDEN M., GREGERSEN J. 1995: Long-term changes in the northwest European Population of cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*. Ardea, 83(1): 61-79.
- ZAJĄCZKOWSKI J. 1994: Biogrupy drzew w drzewostanach – możliwości i celowość ich wykorzystania przy prowadzeniu trzebieży. Prace Inst. Bad. Leś., A, 778: 1-38.
- Diagnoza stanu województwa pomorskiego. Pomorskie Studia Regionalne. 1999, Gdańsk.
- Uwarunkowania rozwoju województwa pomorskiego. Pomorskie Studia Regionalne. 1999, Gdańsk.