

Pasaules  
Dabas  
Fonds

sadarbībā ar



WWF



© Wild Wonders of Europe / Diego Lopez / WWF

# Dzīvotņu fragmentācijas ietekme uz meža dzīvnieku populācijām

© Priediece, Priednieks 2013

# SATURS

IEVADS .....	3
Fragmentācijas norise.....	4
Dzīvotnes kopējā platība un tās zudums.....	4
Dzīvotnes fragmentu lielums.....	5
Dzīvotņu izolācija un ietverošā biotopa (matricas, pamatbiotopa) nozīme .....	8
Dzīvotnes iekšējā kvalitāte .....	10
Fragmentācijas sekas .....	11
Ieteikumi apsaimniekošanai .....	13
SECINĀJUMI .....	16
Literatūra .....	17
1. pielikums.....	20

# IEVADS

Dzīvotņu zudums, degradācija un fragmentācija ir lielākie draudi sauszemes sugām (Baille et al. 2004), pie tam dzīvotņu fragmentācija mežainajos pasaules reģionos pieaug (St. Clair et al. 1998). Pieaugoša mežu sadrumstalotība minēta arī kā viens no faktoriem, kas palielina mežu neaizsargātību pret klimata pārmaiņu ietekmi (EP ziņojums par Komisijas Zaļo grāmatu „Meža aizsardzība un meža informācija ES – gādājot par mežu gatavību klimata pārmaiņām” (2010/2106(INI)) (Eiropas Parlaments 2011), kurā minēts arī, ka mežu pretoties spēja ir atkarīga ne vien no koku, bet visu dzīvo meža organismu, jo īpaši meža dzīvnieku, bioloģiskās daudzveidības.

Latvija laika periodā no 1990. līdz 2006. gadam Eiropas mērogā izceļas ar meža fragmentācijas palielināšanos – fragmentācijas pieaugums (neliels vai liels, atkarībā no reģiona) skar praktiski visu Latviju (European Environment Agency 2010). Novērtējumā, kas tika veikts, lai sagatavotu Latvijas ziņojumu Eiropas Komisijai par apdraudēto dzīvotņu un sugu stāvokli, visnelabvēlīgākais stāvoklis konstatēts tieši meža dzīvotņu grupā, kur pilnīgi visiem dzīvotņu veidiem tas novērtēts kā vissliktākais iespējamais (Eionet 2013).

P. Lakovska promocijas darbā „Ainavu ekoloģiskā plānošana un tās metodoloģiskie risinājumi mozaikveida ainavās” (Lakovskis 2013) kā viena no galvenajām ainavas mēroga problēmām minēts, ka sugu izplatību Latvijā apgrūtina atsevišķu ainavas elementu kvalitāte, piemēram, mežaudžu vecuma struktūra.

Šeit aplūkoti pētījumi par dzīvotņu fragmentācijas ietekmi uz dzīvnieku populācijām Eiropā un citur pasaulē (līdzīgos platuma grādos), liekot uzsvāru uz pētījumiem meža zemēs (izcirtumu radītu fragmentāciju). Galvenokārt analizēta ietekme uz putnu populācijām, jo par tiem pētījumu ir visvairāk un tie ir labi meža telpiskās struktūras indikatori.

## Fragmentācijas norise

Fragmentācijas process aizsākas, pamatbiotopā veidojoties pārrāvumiem. Sākotnēji tas sugu sastopamību daudz neietekmē. Ar laiku pārrāvumu kļūst arvien vairāk, tie kļūst lielāki, kamēr paši jau ir kļuvuši par ainavas pamatni (matricu) (Meffe, Carroll 1994). Jo vairāk dzīvotne jau ir fragmentēta, jo lielāks sugu skaits izzūd, fragmentācijai turpinoties (Tilman et al. 1994).

Dzīvotņu fragmentācijai šī jēdziena plašākajā nozīmē ir 3 galvenie komponenti – dzīvotņu platību zudums, dzīvotņu fragmentu samazināšanās un izolācijas palielināšanās starp tiem (Andrén 1994). Tomēr biežāk jēdzienu „dzīvotņu fragmentācija” lieto šaurākā nozīmē, neietverot platību zudumu, un abu šo faktoru ietekmi aplūko atsevišķi (piem., Trzcinski et al. 1999, Schmiegelow, Mönkkönen 2002).

Bioloģiskās daudzveidības saglabāšanas kontekstā nozīmīga ir arī atlikušo dzīvotnes fragmentu iekšējā kvalitāte un matricas (ainavas pamatnes) veids un kvalitāte (piem., Raivio 1992, Prugh et al. 2008).

Visi šie faktori tālāk iztirzāti sīkāk.

## Dzīvotnes kopējā platība un tās zudums

Kopējais dzīvotnes daudzums ainavā var būt galvenais populāciju lieluma un dzīvotspējas noteicējs (Fahrig 2003, cit. pēc Prugh et al. 2008). Ir pētījumi, kas parāda, ka dzīvotņu platību zudumam ir daudz lielāka ietekme uz sugu izzušanu, nekā tās fragmentu izvietojumam, līdz ar to dzīvotņu izvietojuma uzlabošana ainavā nevar mazināt to platību zuduma ietekmi (McGarigal, McComb 1995 attiecībā uz meža zemēm; Fahrig 1997; Trzcinski et al. 1999 attiecībā uz lauksaimniecības ainavām, kas ietver meža fragmentus). Pēdējā pētījumā meža seguma un fragmentācijas (tās šaurākajā nozīmē) ietekme ar statistiskām metodēm tika nodalīta, un visām pētītajām putnu sugām (31) sakarība starp meža seguma platību un sugu klātbūtni bija pozitīva, kamēr tikai vienas sugas sastopamību labāk izskaidroja fragmentācijas rādītāji (Trzcinski et al. 1999).

Arī attiecībā uz ainavām, kurās mežizstrāde ir dominējošais zemes lietošanas veids, ekologi ir secinājuši, ka lielāka ietekme uz putnu populācijām ir dzīvotņu zudumam pašam par sevi, nevis to fragmentācijai (Schmiegelow, Mönkkönen 2002).

Lai plānotu bioloģiskās daudzveidības aizsardzību, ir svarīgi novērtēt, cik lielos apjomos dzīvotņu zudums jau ir noticis vēsturiski (Angelstam, Andersson 2001), un, lai to izdarītu, jāizvēlas atskaites punkts. P. Angelstams un L. Andersons kā atskaites punktu ir izvēlējušies situāciju Zviedrijā pirms 150-200 gadiem – pirms straujas mežu izciršanas sākuma (Angelstam, Andersson 2001).

Ir daudz pētījumu, kuros mēģināts noskaidrot, kāds ir zemākais dzīvotnes platības sliekšnis, kas nepieciešams sugu saglabāšanai. Virknē pētījumu dzīvotņu zuduma ietekme uz populācijām ainavas līmenī novērota pie 10-30% no vēsturiskā dzīvotnes

seguma (Andrén 1994; Rolstad, Wege 1987, 1989, Carlson, Stenberg 1994, Jansson, Angelstam 1999, cit. pēc Angelstam, Andersson 2001).

Tomēr vairumā pētījumu aplūkots sugu dzīvotņu īpatsvars mūsdienu ainavā, nevis salīdzinājumā ar to vēsturisko izplatību. Pastāv viedoklis, ka dzīvotņu platība un/vai to fragmentu izolācija ietekmē populācijas, ja piemērota dzīvotne aizņem mazāk par 30% ainavas, un gandrīz visu pētījumu rezultāti parāda, ka šāda ietekme ir, ja sugai piemērotas meža platības (sugas dzīvotnes) sedz mazāk par 10% ainavas (Andrén 1994).

Arī citos literatūras avotos kā kritiskā dzīvotnes platība, kas nepieciešama specializētajām meža putnu un zīdītāju sugām, minēts 10-20% īpatsvars ainavā (Hanski, Walsh 2004), izzušanas sliekšnis daudzām specializētajām meža sugām - ap 20% piemērota meža īpatsvara ainavā (Lande 1988, Hanski 2005, cit. pēc Hanski 2011).

## Dzīvotnes fragmentu lielums

Ir pētījumi, kas liecina, ka sugu sastopamība ir būtiski atkarīga no audzes platības (piem., McCollin 1993).

Pazīstamākais izskaidrojums sugu skaita un dzīvotnes platības attiecībām ir meklējams salu biogeogrāfijas teorijā (MacArthur, Wilson 1963, 1967, cit. pēc Meffe, Carroll 1994). Atbilstoši šai teorijai sugu skaits kādā salā (īstā salā vai salveida dzīvotnē) parāda līdzsvaru starp jaunu sugu imigrāciju un citu sugu izmiršanu. Lielākās salās ir lielākas populācijas, kas mazāk cieš no stohastiskas izmiršanas. Lielākām salām un salām, kas atrodas tuvāk pamatpopulācijai, ir arī vairāk iespēju piesaistīt kādas jaunas sugas mobilo populācijas daļu (MacArthur, Wilson 1963, 1967, cit. pēc Meffe, Carroll 1994).

Tā, piemēram, Somijas rezervātos vecos mežus apdzīvojošo nometnieku putnu sugu skaits un īpatņu daudzums sarūk līdz ar attālumu no vienlaidus mežiem Krievijas Karēlijā (Mönkkönen et al. 2000, cit. pēc Schmiegelow, Mönkkönen 2002), kas, acīmredzot, uztur šo sugu pamatpopulācijas.

Dažādu pētījumu rezultāti parāda, ka dažāda lieluma meža fragmentos sastopams atšķirīgs putnu sugu skaits, piemēram, 0,1 - 0,2 ha lielos meža puduros tika konstatētas 12 sugas, 0,3 - 0,8 ha - 15 sugas un 1,5 - 4 ha lielos - 35 sugas (Зубцовский, Матанцев 1986). Ir izteikta sakarība, ka, lai divkāršotu ligzdojošo putnu sugu skaitu audzē, audzes platību vajadzētu palielināt 10 - kārtīgi (Moore, Hooper 1975, cit. pēc Avery, Leslie 1990), tomēr šai likumsakarībai jāpieiet kritiski (Avery, Leslie 1990).

Pastāv vairākas hipotēzes, kas izskaidro putnu sugu sastopamības atkarību no mežaudzes lieluma. Svarīgākās no tām ir: 1) palielinoties mežaudzes platībai, palielinās dzīvotņu daudzveidība (Lack 1969, cit. pēc McCollin 1993); 2) stohastiskas izmiršanas nelielās dzīvotnes "salās" (MacArthur, Wilson 1967, cit. pēc McCollin 1993); 3) minimālās platības nepieciešamība katras sugas ligzdošanai (Moore, Hooper 1975; Galli et al. 1976, cit. pēc McCollin 1993).

Jo dzīvotnes platība ir lielāka, jo tajā ir lielāka resursu daudzveidība, kas savukārt nodrošina, piemēram, ligzdošanas iespējas lielākam skaitam putnu sugu (Williams 1943, Lack 1976, cit. pēc Meffe, Carroll 1994). Nelielas platības meži var būt nepiemēroti atsevišķām sugām, jo tie nespēj ilgstoši saglabāt tām nepieciešamos apstākļus (Karr 1982, cit. pēc Blake, Karr 1984). Mežaudzes, mazākas par 10 ha, nevar uzturēt pietiekoši lielas meža sugu populācijas, lai tās izbēgtu no stohastiskas izmiršanas šajās audzēs (Hinsley, Bellamy, Newton 1995). I. Hanski uzskata, ka apstākļos, kad sugai piemērota meža īpatsvars ainavā ir mazāks par 10%, tā izzūd tādēļ, ka biotops sastopams pārāk sīkos fragmentos, nevis tādēļ, ka kopējā biotopa platība ir par mazu (Hanski 2011).

Ir sugas, kas neapmetas nelielas platības šķietami piemērotās dzīvotnēs (Meffe, Carroll 1994). Uzskata, ka tām ir kāda noteikta kritiskā platība, par kuru mazākos meža puduros tās neligzdo. Galvenokārt šīs varētu būt sugas, kam ir lielas ligzdošanas teritorijas un kuras medī tikai vienas audzes iekšienē (Avery, Leslie 1990). Lai gan zvirbuļveidīgajiem putniem ligzdošanas un barošanās iecirkņi (tie var nesakrist) ir nelieli (piem., melnajam mušķērājam barošanās teritorija aizņem apmēram 1500-4500 m<sup>2</sup>; Иноземцев 1978), daudzas sugas ir jutīgas pret dzīvotnes platību, un mēdz ligzdot tikai audzēs, kas ir daudzas reizes lielākas par to ligzdošanas teritoriju (Meffe, Carroll 1994). Kāds pētījums Amerikā parāda, ka reti sastopamajām tālu migrējošo putnu sugām nepieciešama mežaudze ar platību, kas 3-4 reizes pārsniedz to ligzdošanas teritoriju platību (Ambuel, Temple 1983). Arī citos pētījumos dažu sugu (lielās zīlītes *Parus major*, pelēkā mušķērāja *Muscicapa striata*, sīļa *Garrulus glandarius* un parastās ūbeles *Streptopelia turtur* sastopamība atbildusi minimālās platības teorijai. Lielajai zīlītei un pelēkajam mušķērājam minimālais nepieciešamais audzes lielums bijis ap 1 ha, sīlim un parastajai ūbelei – 4 ha (McCollin 1993).

Attiecībā uz tipiskām meža sugām, minimālā nepieciešamā dzīvotnes fragmenta platība minēta mazajam mušķērājam *Ficedula parva* –1 ha (ar vidējo platumu 225 m) (G. Brazaiša nepubl. dati).

Viens no iespējamiem skaidrojumiem, kādēļ šīm sugām nepieciešamas tik lielas dzīvotnes platības, ir saistīts ar *malas efektu* (Avery, Leslie 1990).

Nelieli meža puduri visā to platībā līdzinās meža malām. Apstākļi meža malā ir atšķirīgi no apstākļiem meža iekšienē, piemēram, meža malu vairāk ietekmē saule un vējš, tajās ir lielāks koku augšanas ātrums. Pateicoties saulei, meža malas un nelieli meža puduri izžūst vairāk. Tas var novest, piemēram, pie augsnē dzīvojošo vaboļu kāpuru bojāejas un pavājināt organisko vielu sadalīšanos, līdz ar to, iespējams, radot vēl kādu neatklātu ietekmi uz ekosistēmu (Klein 1989, cit. pēc Meffe, Carroll 1994).

Meža malās ienāk atklātu vietu un lauksaimniecības ainavu sugas. Uzskata, ka, šīm sugām izkonkurējot meža sugas ligzdošanas vietu vai barības ziņā, meža sugas atkāpjas meža iekšienē (Avery, Leslie 1990). Tādējādi mežmalu sugas izspiež meža sugas no nelielas platības mežiem (Ambuel, Temple 1983).

Virknē pētījumu meža malās konstatētas zemākas putnu vairošanās sekmes, pateicoties plēsējiem (Wilcove et al. 1986, cit. pēc Meffe, Carroll 1994). Tomēr meža ainavā – boreālajos mežos meža dzīvotņu malās, kas veidojušās mežizstrādes rezultātā, nav konstatēta paaugstināta plēsonības ietekme, kā tas ir ietverošu



lauksaimniecības zemju gadījumā, bet gan palielināta kopējā plēsonības ietekme mežizstrādes skartā ainavā (Kurki et al. 1997, cit. pēc Schmiegelow, Mönkkönen 2002).

Palielinoties meža fragmentācijas pakāpei, meža putnu sugu skaits un ligzdošanas blīvums samazinās, savukārt mežmalu sugu – palielinās (Ambuel, Temple 1983, McCollin 1993). Iespējams, ka mežmalu sugas dod priekšroku mazas platības audzēm tādēļ, ka tās barojas blakus biotopos (McCollin 1993). Meža platībai palielinoties, pieaug specializēto meža sugu daudzveidība (Ambuel, Temple 1983).

Pētījumā Anglijā visu putnu sugu ligzdošanas blīvums nobriedušā audzē 100 m joslā no izcirtuma bija lielāks par vidējo (Avery, Leslie 1990). Viens no ticamākajiem izskaidrojumiem ir bagātāki barošanās apstākļi meža malās. Tomēr putnu barības pieejamība (posmkāju blīvums) izcirtuma malā ziemā var būt samazināts, savukārt vasarā palielināts; tam var būt negatīvs efekts, ja populācijas regulē apstākļi ziemā (Schmiegelow, Mönkkönen 2002).

Tāpat dzīvotņu fragmentācija dažkārt var arī palielināt sugu daudzveidību (Burkey 1989, cit. pēc Meffe, Carroll 1994), bet tā bieži nāk par labu sugām, kas piemērojušās cilvēka darbībai, nevis jutīgām sugām (Noss, 1983, cit. pēc Meffe, Carroll 1994), kā arī šis palielinājums var būt īslaicīgs (piem. Schmiegelow et al. 1997). Tādēļ sugu skaits pats par sevi ne vienmēr ir būtiskākais ekosistēmas kvalitātes rādītājs.

Lai noskaidrotu meža fragmentācijas ietekmi uz ligzdojošo putnu sabiedrībām, ir veikts arī eksperimentāls pētījums (Schmiegelow et al. 1997), kurā mākslīgi tika radīti 1 ha, 10 ha, 40 ha un 100 ha lieli meža fragmenti, gan izolēti, gan savienoti ar koridoriem - 100 m platām upju buferjoslām. Putnu tika skaitīti dažus gadus pēc fragmentācijas veikšanas un rezultāti salīdzināti ar kontroles platībām. Pētījuma rezultātā netika konstatēta būtiska fragmentācijas ietekme uz sugu skaitu, izņemot 1 ha fragmentos, kas saskārās ar koridoru, sugu skaits divus gadus pēc dzīvotnes fragmentācijas palielinājās. Savukārt daudzveidības indekss ( $\alpha$ ) mazākajos fragmentos pēc apkārtējā meža nociršanas samazinājās (Schmiegelow et al. 1997). Sugu sastāva izmaiņas izolētajos fragmentos bija būtiski lielākas, nekā ar koridoriem saistītajos un kontroles parauglaukumos (Schmiegelow et al. 1997). Attiecībā uz īpatņu skaitu, atšķirīga bija ietekme uz sugām ar dažādu migrācijas stratēģiju – tālo migrantu skaits saruka gan savienotajos, gan izolētajos fragmentos, nometnieku – tikai izolētajos fragmentos, kamēr tuvo migrantu skaits, starp kuriem ir visvairāk neizvēlīgu sugu (*habitat generalists*), nemainījās (Schmiegelow et al. 1997). Piecas nometnieku sugas, kas pirms fragmentācijas tika novērotas trijos 10 ha parauglaukumos, pēc apkārtējā meža izciršanas vairs netika reģistrētas, divus gadus pēc fragmentācijas būtiska negatīva ietekme tika konstatēta uz septiņām sugām izolētajos fragmentos un sešām sugām savienotajos fragmentos, būtiski pozitīva – uz 3 sugām izolētajos un 2 sugām savienotajos fragmentos (šīs sugas deva priekšroku jaunam mežam vai nebija tipiskas meža sugas) (Schmiegelow et al. 1997).

Citā pētījumā ASV specializētās meža sugas netika konstatētas mežos, kas mazāki par 16 ha, un arī mežos līdz 24 ha tās bija sastopamas reti un neregulāri (Blake, Karr 1984).

Lielākais dobumperētāju putnu blīvums Dienvidsomijas rezervātos tika novērots mežos, kuru platība ir lielāka par 5 km<sup>2</sup> (Virkkala et al. 1994).

Pētījumā Somijā sugu sastāvs vecā vienlaidus mežā un meža mozaikā bija līdzīgs – 34 sugas vienlaidus mežā un 42 sugas meža mozaikā (Raivio, Haila 1990). Tomēr dažas sugas novērotas tikai vecajā mežā - trīspirkstu dzenis *Picoides tridactylus*, sila strazds *Turdus viscivorus*, mazais mušķērājs *Ficedula parva*, čunčiņš *Phylloscopus collybita* un melnā dzilna *Dryocopus martius*, arī bieži sastopama suga - mizuložņa *Certhia familiaris* mozaikveida ainavā tika novērots tikai dažreiz (Raivio, Haila 1990).

Vēl kādā pētījumā putnu sastopamība vecā, neizmainītā mežā bijusi daudz lielāka nekā meža mozaikā. Atmetot divas biežāk sastopamās sugas – vītīti *Phylloscopus trochilus* un koku čipsti *Anthus trivialis*, atšķirība pieauga vēl vairāk (Raivio, Haila 1990). Lielākās audzēs statistiski biežāk sastopams bijis zeltgalvītis *Regulus regulus*, melnais mušķērājs *Ficedula hypoleuca*, mednis *Tetrao urogallus* un čunčiņš. Savukārt vītītis bijis biežāk sastopams mazajos meža puduros (Raivio 1992).

Pētījumā Lietuvā kā meža iekšienes sugas minēts paceplītis *Troglodytes troglodytes*, svirlītis *Phylloscopus sibilatrix*, žubīte *Fringilla coelebs*, mizuložņa, mazais mušķērājs un meža zilīte *Parus ater* (G. Brazaiša nepubl. dati). Kā sugas, kas izvairās no meža malām, literatūrā minēts arī dziedātājstrazds *Turdus philomelos*, melnais mušķērājs *Ficedula hypoleuca*, krustknābji *Loxia spp.*, ķivulis *Carduelis spinus* (Helle 1983, cit. pēc Schmiegelow, Mönkkönen 2002), kā arī vecus mežus apdzīvojošas nometnieku sugas kopumā (Helle, Järvinen 1986, cit. pēc Schmiegelow, Mönkkönen 2002).

Pateicoties stipri fragmentētiem mežiem kādā Anglijas rajonā retas kļuvušas arī tādas sugas kā erickiņš *Phoenicurus phoenicurus*, dzilnītis *Sitta europaea* un mazais dzenis *Dendrocopos minor* (McCollin 1993).

Ir dažādi pētījumi par to, cik tālu mežaudzē sniedzas *malas efekta* ietekme.

Pētījumā Lietuvā žubīte un svirlītis izvairījās no meža malas 20-30 m, meža zilīte – 50 m un mazais mušķērājs – 90 m attālumā no izcirtuma (G. Brazaiša nepubl. dati). Ziemeļfloridas mežos četrām putnu sugām 50 m joslā no meža malas konstatēts būtiski mazāks ligzdošanas blīvums (Noss 1991, cit. pēc Meffe, Carroll 1994).

Attiecībā uz citiem dzīvajiem organismiem, piemēram, sūnām, Zviedrijā konstatēts, ka negatīva ietekme vērojama apmēram 50 metrus no meža malas (Moen and Jonsson, cit., pēc Jonsson et al. 2005).

Citos pētījumos par meža malu uzskatītas platākas joslas, piem. 250 m (Robinson et al. 1995). Ir apkopots, ka ietekme uz abiotiskajiem faktoriem un augiem sniedzas līdz 50 m attālumā, bezmugurkaulniekiem – līdz 100 m un putniem – 50-200 m attālumā no meža malas (Newton 2007).

## Dzīvotņu izolācija un ietverošā biotopa (matricas, pamatbiotopa) nozīme

Dzīvotņu fragmentācijas rezultātā starp sugai piemērotajām dzīvotnēm veidojas barjeras. Precīzāk barjeras varētu nosaukt par filtriem, jo daļai sugu ir iespējams tās šķērsot (Meffe, Carroll 1994).



Meža fragmentācija noved pie dzīvnieku populāciju sadalīšanās subpopulācijās, kas ir savstarpēji saistītas tikai pateicoties sugas īpatņu dispersijai starp populācijām (Levin 1970, cit. pēc McCollin 1993; Meffe, Carroll 1994). Metapopulācijas dzīvotspēja ir atkarīga no īpatņu dispersijas starp subpopulācijām (Meffe, Carroll 1994).

Pārvietošanās iespēja no viena dzīvotnes fragmenta uz otru ir atkarīga gan no attiecīgās sugas bioloģijas, gan no attāluma starp tiem un dzīvotnes ietverošā biotopa. Daļai sugu sastopamība palielinās, ja meža fragments ir citu audžu, nevis tikai klajumu, ietverts (Raivio 1992).

Ir pētījumi, kuros secināts, ka dzīvotņu fragmentu platība un izolētības pakāpe pārsteidzoši vāji izskaidro sugu sastopamību (Prugh et al. 2008). Sugu jutību pret dzīvotņu fragmentu lielumu un izolētību visvairāk nosaka starp fragmentiem esošās zemes lietojuma veids, tādēļ daudzu sugu aizsardzībai matricas kvalitātes uzlabošana būtu nozīmīgāka, nekā fragmentu lieluma un izvietojuma maiņa (Prugh et al. 2008).

Matricas nozīme uzsvēta arī citos literatūras avotos (piem. Kupfer et al. 2006). Analizējot 89 pētījumu datus no 6 kontinentiem, secināts, ka jutība pret dzīvotņu lielumu bija augstāka vietās, kur matricā dominēja cilvēka veidota, nevis dabiska ainava. Savukārt ainavās, kur dominēja mežsaimniecība (meža fragmentos, kurus ieskāva izcirtumi) dzīvotņu izolētības ietekme uz populācijām bija stiprāka par to platības ietekmi (Prugh et al. 2008).

Izolētas dzīvotnes ar sugai nepiemērotiem biotopiem starp tām nenodrošina sugas pastāvēšanai nepieciešamo ģenētiskā materiāla apmaiņu starp populācijām. Īpaši tas attiecas uz sugām ar vājām izplatīšanās spējām (Hanski, Gaggiotti 2004).

Piemēram, sīktauriņiem izplatīšanās spēja varētu būt daži simti metru (Komonen et al. 2000), dabisko mežu sēņu sugu sporas var izplatīties līdz 1 km attālumam, tomēr parasti tās izplatās tikai tuvākajā auglķermeņa apkārtnē (Penttilä 1999, cit. pēc Komonen et al. 2000). Parastais plaušķērpis *Lobaria pulmonaria* kādā pētījumā 9 gadu laikā spēja izplatīties vidēji 35 m attālumā (Öckinger et al. 2005, cit. pēc Ikauniece et al. 2012).

Biotops, kas ietver dzīvotnes fragmentus, var būt nozīmīgs ne tikai sugām ar vājām izplatīšanās spējām. Agrāk uzskatīja, ka kustīgiem dzīvniekiem, tajā skaitā putniem, izplatīšanās pār nemeža teritorijām nevarētu būt limitējošais faktors (Margules, Higgs, Rafe 1982, cit. pēc Meffe, Carroll 1994). Tomēr ir daudz pētījumu, kas liek apšaubīt šo viedokli (Opdam, van Dorp, ter Braak 1984, Opdam, Rijdsdijk, Hustings 1985, van Dorp, Opdam 1987, Pettersson 1985, Verboom et al. 1991, cit. pēc McCollin 1993; Diamond 1975, Opdam et al. 1984, cit. pēc Meffe, Carroll 1994). Meža iekšienē dzīvojošās sugas izvairās šķērsot lielus klajumus (Newmark 1991, cit. pēc Meffe, Carroll 1994), iespējams, izvairoties no plēsējiem -tie ir nevis fiziska barjera, bet uzvedības radīta barjera.

Kādā pētījumā Amerikā noskaidrots, ka zīlītes *Poecile atricapillus* ziemā nelabprāt šķērsos 50 m lielu atklātu platību, ja ir iespējams apkārtceļš ar meža segumu (St. Clair et al. 1998). Citā pētījumā, kas veikts vasaras beigās, šīs sugas putni gandrīz nekad nešķērsoja 100 m pārrāvumu meža segumā (Desrochers, Hanon 1997, cit. pēc St. Clair et al. 1998). Vēl citā pētījumā secināts, ka 200 m attālums starp dzīvotnēm var

efektīvi izolēt meža putnus ligzdošanas sezonas laikā (Schmiegelow et al. 1997), izcirtumu apsekošanā reģistrēti ļoti nedaudzi gadījumi, kad ar vecu mežu saistīti putni šķērso izcirtumus (Machtans et al. 1996 cit. pēc Schmiegelow et al. 1997).

Jāatzīmē, ka izcirtumu malu efekta ietekme laika gaitā mainās – pētījumā Lietuvā vislielākās izmaiņas putnu ligzdošanas blīvumā meža malās pie kailcirtēm bija vērojamas 10-20 gadus pēc ciršanas, kad izmaiņas sniedzās 120 m dziļumā, kamēr jaunu izcirtumu malām – tikai 50 m dziļumā (Brazaitis et al. 2005). Jaunu (1-3 gadu) izcirtumu malu ietekmi autori skaidro ar izmaiņām mikroklimatiskajos apstākļos, savukārt vēlāk putnu sastopamību varēja ietekmēt izmaiņas veģetācijā (gaismas prasīgo krūmu un graudzāļu attīstība) un „malu sugu” ienākšana, kas varētu izraisīt tipisko meža sugu izspiešanu tālāk meža iekšienē (Brazaitis et al. 2005). Būtu svarīgi noskaidrot, pēc cik ilga laika izcirtumu malas efekts sāk mazināties un izzūd pavisam (Brazaitis et al. 2005).

Ir dzīvnieki, kam dažādos gadalaikos nepieciešamas dažādas dzīvotnes ar atšķirīgiem resursiem (barošanās vietas, ziemas guļas vietas u.c.). Ja starp šīm vietām radušās barjeras, populācijas var iznīkt. Barjeras var būt gan ceļi un apdzīvotas vietas, gan lauki un izcirtumi (Meffe, Carroll 1994).

Dzīvotnes fragmentus ietverošās platības, ja tās šķietami līdzinās sugas dabiskajai dzīvotnei, var būt maldinošas. Dzīvnieki apmetas tajās, taču to vairošanās sekmes nepiemērotās dzīvotnes ietekmē ir ļoti zemas, kas var novest pie populācijas izzušanas. Piemēram, veciem mežiem raksturīgo sugu apmešanās meža kultūrā var radīt iespaidu, ka šīs sugas nav atkarīgas no vecā meža, tomēr, pamatpopulācijai vecajā mežā ejot bojā, ātri iznīkst arī populācija meža kultūrā (Meffe, Carroll 1994).

Lai nodrošinātu sugas īpatņu apmaiņu starp dzīvotnes fragmentiem, tiek veidoti dzīvotnes koridori vai nelielas „saliņas” – „stepping stones” (piem. Baum et al. 2004).

Piemēram, gadījumos, kad ir iespējams saglabāt tikai pavisam mazus dzīvotnes fragmentus tādas sugas populācijai, kam ir nosliece uz izzušanu, ieteikts saglabāt vismaz 15-20 dzīvotnes fragmentus tās izplatīšanās spēju robežās, lai samazinātu stohastisku metapopulācijas izzušanas iespēju (Hanski 1998). Šobrīd neaizņemti piemērotas dzīvotnes fragmenti var būt kritiski svarīgi ilgtermiņā (Hanski 1998).

„Stepping stones” princips ir ļoti nozīmīgs sugu saglabāšanai, novēršot ģenētisko izolāciju starp populācijām. Piemēram, tas ir izrādījies efektīvs vāveru populāciju saglabāšanā Lielbritānijā, kur pēc dzīvotņu funkcionālās savienošanas notika strauja gēnu apmaiņa starp subpopulācijām (20 gadu laikā gēni „aizplūda” caur simtiem meža fragmentu) (Hale et al. 2001). Līdz ar to dzīvotņu „savienojamība” (*connectivity*) var izmainīt populācijas ģenētisko struktūru pat simtiem kilometru attālumā (Hale et al. 2001).

## Dzīvotnes iekšējā kvalitāte

Ir pētījumi, kuros secināts, ka dzīvotnes kvalitāte ir nozīmīgāka par tās formu, lielumu un izolācijas pakāpi (Raivio 1992). Daudzi no pētījumiem parāda stipru dzīvotnes iekšējās kvalitātes ietekmi uz sugu sastopamību, piemēram, uz abiniekiem (Knapp et al. 2003, Van Buskirk 2005, cit. pēc Prugh et al. 2008).

Dažādām sugām ir atšķirīgas prasības pret dzīves vidi, tādēļ dzīvotnes kvalitāte vērtējama atbilstoši katras sugas prasībām.

Meža segums nedrīkst tikt uzskatīts par specializēto sugu dzīvotnes ekvivalentu (Schmiegelow, Mönkkönen 2002). Mežsaimnieciskās darbības rezultātā lielākais dzīvotņu zudums ir specializētajām meža sugām, kam nepieciešams noteikts meža vecums (lielāks par atļauto ciršanas vecumu) pietiekamā platībā, kā arī specifiski meža struktūras elementi (pietiekamā daudzumā ainavā). Mūsdienu mežsaimniecība ir izraisījusi dramatisku veco mežu platības samazināšanos (Raivio, Haila 1990), neproporcionālu vēlo meža sukcesijas stadiju iznīcināšanu (Harris 1984, cit. pēc Tinker et al. 1998).

Piemēram, melnajai dzilnai ligzdošanai derīgi tikai tāda resnuma koki, kuros 10 m augstumā melnā dzilna varētu izkalt dobumu 15-20 cm diametrā un ap to saglabātos ap 5 cm biezas sieniņas (Priednieks u.c. 1999), tātad 40-50 cm diametrā. Šādus izmērus priede sasniedz pēc galvenās ciršanas vecuma. Latvijā veiktā pētījumā tika konstatēts, ka vidējais melnās dzilnas ligzdošanas koka vecums ir 165 gadi (Ratfelders 2001).

Savukārt melnajam stārķim nepieciešami koki ar lieliem un resniem zariem, kas varētu noturēt tā ligzdu. Melnā stārķa ligzdas koku vidējais vecums divas reizes pārsniedz attiecīgo koku sugu ciršanas vecumu Latvijā (Strazds 2011).

Ļoti nozīmīgs ir mirušās koksnes daudzums mežā. 20-25% meža sugu ir atkarīgas no mirušās koksnes (Siitonen 2001), piemēram, Skandināvijā ap 1000 vaboļu sugas ir atkarīgas no trūdošas koksnes vai koksni sadalošām sēnēm (Esseen et al. 1992, cit. pēc Komonen et al. 2000).

Atbilstoši literatūrai, mirušās koksnes daudzums, kas būtu jā saglabā audzē, lai nodrošinātu no trupējošās un nokaltušās koksnes atkarīgo sugu pastāvēšanu, ir 20-30 m<sup>2</sup>/ha. Piemēram, kādā Somijā veiktā pētījumā konstatēts, ka neviena no pētītajām apdraudētajām piepju sugām nav sastopama audzēs, kurās mirušās koksnes daudzums nerasniedz 20 m<sup>2</sup>/ha (Hanski, Walsh 2004).

Vairāk nekā puse no koksnes atkarīgajām sugām Zviedrijā dzīvo kritālās, kas resnākas par 20 cm diametrā, un ap 15 % sugu nepieciešamas vairāk nekā 40 cm resnas kritālas (Dahlberg, Stokland 2004, cit. pēc Jonsson et al. 2005).

## Fragmentācijas sekas

Fragmentācijas rezultātā visvairāk iznīkšana draud: 1) dabiski retām sugām; 2) sugām ar lielām teritorijām, un tādām, kam dažādās sezonās nepieciešamas dažādas dzīvotnes; 3) sugām ar vāju pārvietošanās un kolonizācijas spēju; 4) sugām ar nelielu vairošanās potenciālu; 5) sugām ar lielām populācijas skaita svārstībām un tādām, kas atkarīgas no mainīgiem resursiem; 6) uz zemes ligzdojošām putnu sugām (cieš no plēsējiem, kuru ietekme stiprāka meža malā); 7) dzīvotnes iekšienē dzīvojošām sugām (*interior species*); 8) sugām, kuras izmanto vai iznīcina cilvēks (fragmentētas dzīvotnes cilvēkam vieglāk pieejamas) (Meffe, Carroll 1994). Šeit jāmin arī specializētās sugas augšējos barības ķēdes līmeņos, kuru populācijas dabiski ir

mazākas (Pim, Lawton 1977, Schoener 1989, Pimm 1991, cit. pēc Komonen et al. 2000).

Jo dabiski mazskaitlīgāka ir kāda konkurētspējīgā suga, jo mazāku proporciju tās dzīvotnes var atļauties iznīcināt, lai tā neiznīktu (Tilman et al. 1994).

Dzīvotņu fragmentācijas sekas var parādīties nekavējoties, vai arī gadu desmitu laikā pēc fragmentācijas veidošanās. Sugas lokāla izzušana var notikt ar ievērojamu laika nobīdi pēc dzīvotnes zuduma vai degradācijas (*extinction debt*) (Kuussaari et al. 2009), piemēram, vairāk nekā 30 gadus pēc fragmentācijas (Vellend et al. 2006, cit. pēc Prugh et al. 2008).

Nereti tiek uzskatīts, ka dominējošās sugas dzīvotņu fragmentācija neapdraud, jo tās palikušajos dzīvotņu fragmentos sastopamas lielā skaitā. Taču tas var būt īslaicīgi – dominējošās sugas izzušana var notikt ar laika nobīdi, vairāku desmitu un pat simtu gadu laikā pēc fragmentācijas brīža, sugu nākamajās paaudzēs (Tilman et al. 1994). Pie tam, pieaugot dzīvotņu sarukumam, sugas iznīkst dominēšanas secībā, sākot no konkurētspējīgākajām (Tilman et al. 1994).

Bez tam, piemēram, putni var atgriezties vietā, kur tie agrāk ir sekmīgi ligzdojuši pat vēl ilgi pēc tam, kad dzīvotne jau ir izmainīta (Wiens 1985, cit. pēc Meffe, Carroll 1994), un apstākļi vairs nav optimāli.

Meža fragmentācija tiek uzskatīta par galveno iemeslu dažu meža putnu sugu populāciju sarukumam galvenokārt ligzdošanas (vairošanās) sekmju krituma dēļ (piem., Robinson et al. 1995). Ligzdošanas dzīvotnei kādā vietā izzūdot, putni sākotnēji pārvietojas uz tuvāko piemēroto dzīvotni, tādējādi tur koncentrējoties („*crowding effect*”) (Hagan, Haegen, McKinley 1996, Schmiegelow et al. 1997). Palielināta blīvuma apstākļos krītas vairošanās sekmes (Hagan, Haegen, McKinley 1996). Šī uzvedības disfunkcija var būt noteicošais elements fragmentācijas efektu attīstībā, un putnu populāciju blīvums ne vienmēr ir dzīvotnes kvalitātes indikators (Hagan, Haegen, McKinley 1996). Arī plēsonības ietekme palielinās, pieaugot fragmentācijai, kā arī samazinoties meža segumam ainavā (Robinson et al. 1995).

Pētījumu par meža fragmentācijas ietekmi uz bezmugurkaulnieku un citu organismu populācijām ir mazāk, taču arī tie parāda tās ietekmi.

Noskaidrots, ka fragmentācijas rezultātā saīsinās barības ķēdes meža ekosistēmā (Komonen et al. 2000). Komonena un līdzautoru veiktajā pētījumā aplūkota barības ķēde, kurā dominē piepe *Fomitopsis rosea*, tajā dzīvojošais tauriņš *Agnathosia mendicella* un specializēts šī tauriņa parazitoīds, divsparnis *Elfia cingulata* (Komonen et al. 2000). Pētījums tika veikts dzīvotnes fragmentos, ap kuriem apkārtējā dzīvotnes platība tikusi nocirsta pirms 2-7 gadiem un pirms 12-32 gadiem, pie tam astoņus fragmentus izcirtumi vai jaunaudzēs ietvēra vairāk nekā 100 m platumā, 2 fragmentus – 50 m platumā, kā arī kontroles parauglaukumos vecā vienlaidus mežā. Piepju un tauriņu sugu īpatņu skaits uz piemērotām kritālām fragmentētajā mežā bija būtiski mazāks, nekā kontroles parauglaukumos. Fragmentu īpatsvars, kuros *F. rosea* bija sastopama, samazinājās līdz ar laika periodu kopš to izolācijas un līdz ar lielāku mežmalas attiecību pret platību. Tauriņu sugai šī atšķirība bija vēl izteiktāka. Savukārt parazitoīds vispār netika konstatēts dzīvotnes fragmentos, kas bija izolēti vairāk nekā pirms 12 gadiem (Komonen et al. 2000). Jāpiebilst, ka senāk izolētajos dzīvotnes fragmentos nebija sastopamas arī neizvēlīgas sugas (*habitat generalist*

*species*), piem., *Montescardia tessulatella*, kas samērā lielā skaitā bija sastopamas kontroles parauglaukumos, kā arī otra pēc skaita dominējoša parazitoīdu suga – lapsene *Stenomacrus curvulus* (Komonen et al. 2000).

Ir tādas sēnēs dzīvojošas kukaiņu sugas, kuras sastopamas tikai vecos, dabiskos (*old-growth*) mežos, kaut gan sēnes, kurās tās dzīvo, sastopamas arī apsaimniekotos mežos (Jonsell 1999, cit. pēc Komonen et al. 2000).

Mazāk izteikta ir meža fragmentācijas ietekme uz augsnes noārdošo bezmugurkaulnieku faunu (Rantalainen et al. 2008). Neliela mēroga eksperimentos dzīvotņu (2-200 cm<sup>2</sup> humusa substrāta) fragmentācijas ietekme tika konstatēta tikai uz atsevišķām grupām, piemēram, retajām kolembolu sugām, kā arī plēsīgajām augsnes ērcēm (Rantalainen et al. 2005, cit. pēc Rantalainen et al. 2008). Autori prognozē, ka lielākā mērogā, dabiskos apstākļos dzīvotņu fragmentācija augsnes organismus ietekmē netieši, caur virszemes organismu (īpaši augu) populācijām un vides fizikālajiem faktoriem (Rantalainen et al. 2008). Savukārt pētījumi, kuros kā substrāts izmantoti sūnu fragmenti uz klintīm, atkārtoti pierādīta fragmentācijas negatīvā ietekme uz sīkajiem posmkājiem (Gonzalez 2000, cit. pēc Rantalainen et al. 2008), kā arī pierādīta dzīvotņu koridoru nozīme fragmentācijas efektu mazināšanā (Gilbert et al. 1998, Gonzalez et al. 1998, Gonzalez and Chaneton 2002, cit. pēc Rantalainen et al. 2008).

Atsevišķu svarīgu sugu, piemēram, plēsēju izzušana var radikāli ietekmēt zemākos barošanās ķēdes līmeņus (Komonen et al. 2000).

Dzīvotņu zudumam un fragmentācijai ir arī ģenētiskas un evolucionāras sekas; evolucionāri dzīvotņu fragmentācija ietekmē daudzus dabiskās izlases komponentus, un ne vienmēr pozitīvi (Hanski 2011).

## Ieteikumi apsaimniekošanai

Ekologi secina, ka meža apsaimniekošanas praksē ir nepieciešamas ievērojamas izmaiņas, lai novērstu sugu izzušanas vilni (piem., Komonen et al. 2000).

Mazi, izolēti vecu, dabisku mežu (*old-growth forest*) fragmenti vien nevar uzturēt specializētās sugas apsaimniekotā meža ainavā (Komonen et al. 2000), sugu daudzveidības saglabāšanai nav iespējams panākt tikai ar stingri aizsargātu platību veidošanu, jo aizsargātās teritorijas nav slēgtas sistēmas, un visas izmaiņas, kas notiek saimnieciski izmantojamajos mežos, atspoguļojas arī aizsargājamās platībās (Janzen 1983, Helle 1986, Vaisenen et al. 1986, Wiens et al. 1986, cit. pēc Raivio 1992), tādēļ tā ir jāplāno ainavas līmenī.

Zinātnieki iesaka plānot lielu vienlaidus dzīvotņu „kodolzonu” saglabāšanu un veidošanu katrā reģionā, jo tās nodrošina populāciju pastāvēšanu – tās ir „*population sources*” (Robinson 1995), no kurām īpatni izplatās arī uz mazāk piemērotām vietām, kuras pašas par sevi nenodrošina populācijas atražošanu.

Lai noteiktu mērogu, kādā plānošana jāveic, jāņem vērā minimālās dzīvotņu lieluma prasības dzīvotspējīgām sugu populācijām (Angelstam et al. 2004). Balstoties uz zināšanām par izvēlētu tipisko meža putnu sugu (*focal species, umbrella species*) bioloģiju, un pieņemot, ka minimālā dzīvotspējīgā populācija ir 100 pāri, aprēķinātā



vidējā nepieciešamā plānošanas vienība svārstās no 40 000 ha ainavā, kur sugai piemērotā dzīvotne dominē, līdz 250 000 ha ainavā ar minimālo sugai piemēroto dzīvotnes platību (Angelstam et al. 2004).

Tā kā sugu prasības atšķiras, bioloģiskās daudzveidības aizsardzības plānošanā tiek izmantota pieeja izvēlēties prasīgāko sugu kopumu (*focal species, umbrella species*), kuru dzīvotņu aizsardzība nodrošinātu arī pārējo sugu aizsardzību (Lambeck 1997, Fleishman et al. 2000 cit. pēc Angelstam et al. 2004). P. Angelstams ar līdzautoriem kā šādas sugas ir izvēlējis 14 ES Putnu direktīvā ierakstītās meža putnu sugas, pievienojot vēl 3 sugas – garastīti *Aegithalos caudatus*, mazo dzeni *Dendrocopos minor* un bēdrozi *Perisoreus infaustus* (1. pielikums), lai nosegtu dažādus meža tipus un ekoreģionus (Angelstam et al. 2004). Sugu kombinācija ir jāizvēlas tā, lai tām būtu savstarpēji papildinošas prasības pret dzīves vidi, piemēram, trīspirkstu dzenis ir atkarīgs no mirušās koksnes, savukārt mednis – no lielām veca meža platībām (Angelstam et al. 2004).

Literatūrā atrodami aprēķini, ka, lai ilglaicīgi saglabātu prasīgākās meža sugas, piemēram, Zviedrijā, stingri aizsargātām meža teritorijām jābūt no 9% no meža platības ziemeļu daļā līdz 16% no meža platības dienvidu daļā (Angelstam, Andersson 2001), Igaunijā teorētiskais minimums aprēķināts 8,5-11,3 % pašreizējās meža platības (Lõhmus et al. 2004). Pēdējā aprēķinā ņemts vērā princips, ka stingri jāaizsargā 20% no vēsturiskā vecā meža (old-growth area), kā arī iekļauta rezerves platība – aprēķinātā maksimālā platība, kas var tikt pakļauta dabiskajam traucējumam (Lõhmus et al. 2004). Autori uzsver, ka papildus stingri aizsargātām teritorijām jā saglabā ievērojams apjoms nobriedušu audžu apkārtējā pamatbiotopā, kuras apsaimnieko ar izlases ciršu metodēm, lai atdarinātu dabiskos traucējumus (hemi)boreālās meža ainavās (Lõhmus et al. 2004).

Šos aprēķinus igauņu pētnieki balsta uz modeli, kas var tikt pielietots mainīgiem apstākļiem, piemēram, ja atļautais ciršanas vecums valstī tiek pazemināts, var tikt sarēķināta jauna, atbilstoša (lielāka) nepieciešamā aizsargājamo mežu platība (Lõhmus et al. 2004).

Izvēloties vietas populāciju un to dzīvotņu saglabāšanai, nereti netiek ņemtas vērā dzīvotņu izmaiņas traucējumu, sukcesijas un globālo procesu rezultātā (Lõhmus et al. 2004). Plānojot bioloģiskās daudzveidības aizsardzību ainavas līmenī, svarīgi aizsargāt procesus – dažādus traucējuma režīmus. Uz procesiem orientētām aizsargājamām teritorijām jāietver pietiekami lielas platības, lai nodrošinātu nepārtrauktu dzīvotņu klātbūtni visām mērķa sugām (Baker 1992, White, Harrod 1997, cit. pēc Lõhmus et al. 2004).

Balstoties uz principu, ka platībai ir jābūt vismaz 50 reizes lielākai par traucējuma skarto platību (Shugart, West 1981, Baker 1992. cit. pēc Lõhmus et al. 2004) un ņemot vērā, ka 20. gs. otrajā pusē Igaunijā reģistrēti vismaz divi ugunsgrēki 20 km<sup>2</sup> platībā (Tint 2000, cit. pēc Lõhmus et al. 2004), aprēķināts, ka funkcionālai aizsargājamai meža teritorijai Igaunijā vajadzētu būt vismaz 1000 km<sup>2</sup> lielai; lielākā esošā aizsargājamā teritorija Igaunijā ietver tikai 326 km<sup>2</sup> meža (Lõhmus et al. 2004).

Balstoties uz zināšanām par bioloģiskās daudzveidības dinamiku, I. Hanski iesaka principu „trešdaļa no trešdaļas” („third of third approach”) – trešdaļu ainavas apsaimnieko kā daudzveidīgas izmantošanas dabas aizsardzības platības („multi-use



conservation landscapes”), no kurām trešdaļa, tātad 10% kopējās ainavas, ir stingri aizsargāta (Hanski 2011).

10% princips kā minimālā nepieciešamā stingri aizsargājamā platība definēta arī IUCN (Anon. 1980, cit. pēc Lõhmus et al. 2004), un to rekomendē izmantot boreālo mežu ainavām apstākļos, ja nav iespējama detalizēta analīze (Lõhmus et al. 2004).

Daudzveidīgas izmantošanas dabas aizsardzības platībām reģionos un valstīs jābūt izvietotām iespējami vienmērīgi (Hanski 2011). Šāda pieeja ir resursus racionāli izmantojoša („cost-effective”) (Hanski 2011). Taču šī pieeja balstās uz pieņēmumu, ka aizsargātajās platībās nenotiek dzīvotņu degradācija vai tie netiek kā citādi antropogēni traucēti, pie tam šiem fragmentiem jābūt pietiekami lieliem, lai novērstu malas efektu, un ietvertu nelielas vairoties spējīgas specializēto sugu populācijas (Hanski 2011). Līdz ar to daudzveidīgas izmantošanas dabas aizsardzības platībām jābūt mērāmām desmit tūkstošos hektāru (Hanski 2011). Piemēram, 20 000 ha lielai daudzveidīgas izmantošanas dabas aizsardzības platībai jāietver 6 500 ha aizsargātas platības apmēram 100 fragmentos (Hanski 2011).

## SECINĀJUMI

1. Dzīvotnes kopējā platība ainavā ir svarīgāka par tās konfigurāciju. Atbilstoši dažādu pētījumu rezultātiem kritiskais sliekšnis piemērotas dzīvotnes aizņemtajai platībai specializēto meža putnu un zīdītāju sugu pastāvēšanai svārstās robežās no 10 līdz 30% ainavas.
2. Viena no svarīgākajām fragmentācijas ietekmēm ir t.s. „malas efekts” – no dzīvotnes iekšienes atšķirīgu fizikālu un bioloģisku apstākļu veidošanās un to radītās izmaiņas sugu sabiedrībās, pie tam šī ietekme nemazinās pat vēl 20 gadus pēc malas izveidošanās.
3. Kailcirtes var būt nozīmīga dzīvotnes izolējoša barjera ne tikai attiecībā uz sugām ar vājām pārvietošanās spējām, bet arī uzvedības izraisīta barjera, piemēram, putniem.
4. Bioloģiskās daudzveidības saglabāšanai nepieciešams veidot funkcionālu dzīvotņu tīklojumu (*network*) ainavas līmenī, pie tam mērogam jābūt tādām, lai nodrošinātu dzīvotspējīgu sugu populāciju saglabāšanu – plānošanas vienībai jābūt no desmitiem līdz simtiem tūkstošu ha.
5. Plānojot bioloģiskās daudzveidības aizsardzību mežos ainavas līmenī, racionāli balstīties uz prasīgāko sugu (*focal species, umbrella species*) aizsardzības nodrošināšanu, tādējādi vienlaikus nodrošinot arī pārējo sugu aizsardzību.
6. Svarīgi nodrošināt iespējami vienmērīgāku prasīgajām sugām piemēroto dzīvotņu izvietojumu meža ainavā, lai nodrošinātu dzīvotņu funkcionālo savienojamību („*stepping stone*” princips, dzīvotņu koridori).

- Andrén H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: A review. – *Oikos* 71: 355-366.
- Angelstam P., Andersson L. 2001. Estimates of the needs for forest reserves in Sweden. – *Scandinavian Journal of Forest Research* 3:38-51.
- Angelstam P., Roberge J.-M., Löhmus A., Bergmanis M., Brazaitis G., Dönz-Breuss M., Edenius L., Kosinski Z., Kurlavicius P., Lārmanis V., Lūkins M., Mikusinski G., Račinskis E., Strazds M. and Tryjanowski P. 2004. Habitat modelling as a tool for landscape-scale conservation – a review of parameters for focal forest birds. – *Ecological Bulletins* 51: 427–453.
- Ambuel B., Temple S. A. 1983. Area-dependent changes in the bird communities and vegetation of Southern Wisconsin forests. – *Ecology* 64(5), 1057-1068.
- Avery M., Leslie R. 1990. *Birds and forestry*. T&A D Poyser, London, 299.
- Baille J., Hilton-Taylor C., Stuart S. N. 2004. *IUCN Red List of Threatened Species: A Global Assessment*. International Union for Conservation of Nature, Cambridge, UK, 217 pp.
- Baum K. A., Haynes K. J., Dilleuth F. P., Cronin J. T. 2004. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. - *Ecology* 85(10): 2671–2676.
- Blake J. G., Karr J. R. 1984. Species composition of bird communities and the conservation benefit of large versus small forests. – *Biological Conservation* 30, 173-187.
- Brazaitis G., Roberge J.-M., Angelstam P., Marozas V., Pételis K. 2005. Age-related effects of clear-cut-old forest edges on bird communities in Lithuania. - *Scandinavian Journal of Forest Research* 20(6): 59-67.
- Eionet 2013. <http://cdr.eionet.europa.eu/lv/eu/art17/envuc1kdw>
- Eiropas Parlaments 2011. <http://www.europarl.europa.eu/sides/getDoc.do?pubRef=-//EP//TEXT+REPORT+A7-2011-0113+0+DOC+XML+V0//LV>
- European Environment Agency. 2010. 10 messages for 2010 - Forest ecosystems. <http://www.eea.europa.eu/publications/10-messages-for-2010-2014-3>
- Fahrig L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. – *Journal of Wildlife Management* 61: 603-610.
- Hagan J. M., Haegen W. M. V., Mckinley P. S. 1996. The early development of forest fragmentation effects on birds. – *Conservation Biology* 10 (1), 188-202.
- Hale M. L., Lurz P. W. W., Shirley M. D. F., Rushton S., Fuller R. M., Wolff K. 2001. Impact of Landscape Management on the Genetic Structure of Red Squirrel Populations. – *Science* 293: 2246:2248.
- Hanski I. 2011. Habitat loss, the dynamics of biodiversity, and a perspective on conservation. *AMBIO* 40:248-255.
- Hanski I. 1998. Metapopulation dynamics. - *Nature* 396: 41-49.

- Hanski I., Gaggiotti O. (eds). 2004. Ecology, Genetics and Evolution of Metapopulations. Academic Press, 696 pp.
- Hanski I., Walsh M. 2004. How much, how to? Practical tools for forest conservation. BirdLife European Forest Task Force, 48 pp.
- Hinsley S. A., Bellamy P. E., Newton I. 1995. Bird species turnover and stochastic extinction in woodland fragments. – *Ecography* 18: 41-50.
- Ikauniece S., Brūmelis G., Zariņš J. 2011. linking woodland key habitat inventory and forest inventory data to prioritize districts needing conservation efforts. – *Ecological Indicators* 14 (2012): 18-26.
- Jonsson B. G., Kruys N., Ranius T. 2005. Ecology of species living on dead wood – Lessons for dead wood management. - *Silva Fennica* 39(2): 289-309.
- Komonen A., Penttilä R., Lindgren M., Hanski I. 2000. Forest fragmentation truncates a food chain based on an old-growth forest bracket fungus. – *Oikos* 90: 119-126.
- Kupfer J. A., Malanson G. P., Franklin S. B. 2006. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. – *Global Ecology and Biogeography* 15: 8-20.
- Kuussaari M., Bommarco R., Heikkinen R. K., Helm A., Krauss J., Lindborg R., Öckinger E., Pärtel M., Pino J., Roda F., Stefanescu C., Teder T., Zobel M., Steffan-Dewenter I. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation.- *Trends in Ecology and Evolution* 24(10): 564-571.
- Lakovskis P. 2013. Ainavu ekoloģiskā plānošana un tās metodoloģiskie risinājumi mozaikveida ainavās. Promocijas darbs, LU Akadēmiskais apgāds, 156 lpp.
- Lõhmus A., Kohv K., Palo A., Viilma K. 2004. Loss of old-growth, and the minimum need for strictly protected forests in Estonia. – *Ecological Bulletins* 51: 401-411.
- McCollin D. 1993. Avian distribution patterns in a fragmented wooded landscape (North Humberstone, U. K.): the role of between-patch and within-patch structure. – *Global Ecology and Biogeography Letters* 3 (1993), 48-62.
- McGarigal K., McComb W. C. 1995. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon coast range. – *Ecological Monographs* 65(3), 235-260.
- Meffe G. K., Carroll C. R. 1994. Principles of conservation biology. Sunderland, Massachusetts, 600 p.
- Newton A. C. 2007. Forest ecology and Conservation. A handbook of techniques. Oxford University Press, 454 pp.
- Priednieks J., Petriņš A., Lārmanis V., Vilka I. 1999. Priežu mežu ornitofauna un mežsaimnieciskās darbības ietekme uz to. – *Mežzinātne* 8 (41): 84-127.
- Prugh L. R., Hodges K. E., Sinclair A. R. E., Brashares J. S. 2008. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. – *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105: 20770-20775.
- Raivio S. 1992. Bird communities in fragmented coniferous forests: the importance of quantitative data and adequate scaling. Dis., Univ. of Helsinki.

- Raivio S., Haila Y. 1990. Bird assemblages in silvicultural habitat mosaics in Southern Finland during the breeding season. – *Ornis Fennica* 67: 73-83.
- Rantalainen M.-L., Haimi J., Fritze H., Pennanen T., Setälä H. 2008. Soil decomposer community as a model system in studying the effects of habitat fragmentation and habitat corridors. – *Soil Biology & Biochemistry* 40: 853-863.
- Ratfelders R. 2001. Melnā dzilna *Dryocopus martius* kā “atslēgas suga” citu tās dobumos ligzdojošo putnu sugu bioloģijā un aizsardzībā. Bakalaura darbs LU Bioloģijas fakultātē.
- Robinson S. K., Thompson III, F. R., Donovan T. M., Whitehead D. R., Faaborg J. 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. – *Science, New Series*, 267, 5206: 1987-1990.
- Schmiegelow F. K. A., Machtans C. S., Hannon S. J. 1997. Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses. – *Ecology* 78(6): 1914-1932.
- Schmiegelow F. K. A., Mönkkönen M. 2002. Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes: avian perspectives from the boreal forest. – *Ecological Applications* 12(2): 375-389.
- Siitonen J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. – *Ecol. Bull.* 49: 11-41.
- St. Clair C. C., Bélisle M., Desrochers A., Hannon S. 1998. winter responses of forest birds to habitat corridors and gaps. – *Conservation Ecology* 2(2):13.
- Strazds M. 2011. Melnā stārķa saglabāšanas ekoloģija Latvijā. Promocijas darbs, Rīga.
- Tilman D., May R. M., Lehman C. L., Nowak M. A. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. – *Nature* 371: 65.-66.
- Tinker D. B., Resor C. A. C., Beauvais G. P., Kipfmüller K. F., Fernandes C. I., Baker W. L. 1998. Watershed analysis of forest fragmentation by clearcuts and roads in a Wyoming forest. – *Landscape Ecology* 13: 149-165.
- Trzcinski M. K., Fahrig L., Merriam G. 1999. Independent effects of forest cover and fragmentation on the distribution of forest breeding birds. – *Ecological Applications* 9(2): 586-593.
- Virkkala R., Rajasärkkä A., Väisänen R. A., Vickholm M. & Virolainen E. 1994. Conservation value of nature reserves: do hole nesting birds prefer protected forests in southern Finland? -*Ann. Zool. Fennici* 31:173-186.
- Иноземцев А. А. 1978. Роль насекомоядных птиц в лесных биоценозах. Ленинград, Изд. Лен. унив., 262.
- Зубцовский Н. Е., Матанцев В. А. 1986. К структуре населения птиц островных лесных массивов Удмуртской АССР.- Изучение птиц СССР, их охрана и рациональное использование. Тез. докл. I -го сезда Всесоюзного орнит. общества и Всес. орнит. конф. Часть I, с. 251-252.

## 1. pielikums

Suga (latviski)	Suga (latīniski)	Eiropas Putnu uzskaišu padomes (EBCC) sugu saraksts, kuras tiek izmantotas Meža putnu indeksa aprēķinam Boreālajam reģionam	<i>Focal species</i> (Angelstam et al. 2004)
Melnais stārķis	<i>Ciconia nigra</i>		X
Rubenis	<i>Tetrao tetrix</i>		X
Mednis	<i>Tetrao urogallus</i>	X	X
Mežirbe	<i>Bonasa bonasia</i>	X	X
Vistu vanags	<i>Accipiter gentilis</i>	X	
Vakarlēpis	<i>Caprimulgus europeaus</i>		X
Zaļā vārna	<i>Coracias garrulus</i>		X
Mazais dzenis	<i>Dendrocopos minor</i>	X	X
Vidējais dzenis	<i>Dendrocopos medius</i>	X	X
Baltmugurdzenis	<i>Dendrocopos leucotos</i>	X	X
Trīspirkstu dzenis	<i>Picoides tridactylus</i>	X	X
Melnā dzilna	<i>Dryocopus martius</i>	X	X
Pelēkā dzilna	<i>Picus canus</i>	X	X
Sila cīrulis	<i>Lullula arborea</i>		X
Brūnā čakste	<i>Lanius collurio</i>		X
Bēdrozis	<i>Perisoreus infaustus</i>	X	X
Purva zīlīte	<i>Poecile palustris</i>	X	
Pelēkā zīlīte	<i>Poecile montana</i>	X	
Taigas zīlīte	<i>Poecile cinctus</i>	X	
Meža zīlīte	<i>Periparus ater</i>	X	



Cekulzīlīte	<i>Lophophanes cristatus</i>	X	
Garastīte	<i>Aegithalos caudatus</i>	X	X
Dzilnītis	<i>Sitta europaea</i>	X	
Mizložņa	<i>Certhia familiaris</i>	X	
Čunčiņš	<i>Phylloscopus collybita</i>	X	
Svirlītis	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	X	
Mazais mušķērājs	<i>Ficedula parva</i>	X	X
Erickiņš	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	X	
Sila strazds	<i>Turdus viscivorus</i>	X	
Zidaste	<i>Bombycilla garrulus</i>	X	
Meža stērste	<i>Emberiza rustica</i>	X	
Ziemeļu svilpis	<i>Pinicola enucleator</i>	X	
Svilpis	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	X	
Dižknābis	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	X	

**Pelēki iekrāsoti** – Latvijā neligzdo vai ļoti reti ligzdo



Pasaules Dabas Fonds strādā, lai apturētu un novērstu meža degradāciju, noplicinošu meža resursu apsaimniekošanu un izmantošanu Latvijā.

Uzzini vairāk [www.pdf.lv](http://www.pdf.lv)

Informatīvo apkopojumu veidoja **Mag. biol. Ilze Priediece & Dr. biol. Jānis Priednieks** (2013).

Izdevums sagatavots: WWF un Sveaskog sadarbības projektā par atbildīgu tirdzniecību ar kokmateriāliem Baltijas valstīs.

Citējot materiālu, atsauce uz autoriem un Pasaules Dabas Fondu obligāta.

