

1860

NINA Rapport

# Metoder for horisontskanning og risikovurdering av dørstokkarter

Hanno Sandvik



## **NINAs publikasjoner**

### **NINA Rapport**

Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på engelsk, som NINA Report.

### **NINA Temahefte**

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

### **NINA Fakta**

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

### **Annen publisering**

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler og i populærfaglige bøker og tidsskrifter.

# Metoder for horisontskanning og risikovurdering av dørstokkarter

Hanno Sandvik

Sandvik, H. 2020. Metoder for horisontskanning og risikovurdering av dørstokkarter. NINA Rapport 1860. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, november 2020

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4627-9

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Kristine Bakke Westergaard

ANSVARLIG SIGNATUR

Assisterende forskningssjef Tonje Aronsen (sign.)

OPPDRAKSGIVER

Artsdatabanken

KONTAKTPERSON HOS OPPDRAGSGIVER

Olga Hilmo

FORSIDEBILDE

Argentinamaur (*Linepithema humile*), gulltorn (*Ulex europaeus*), svartmunnet kutling (*Neogobius melanostomus*) og sebramusling (*Dreissena polymorpha*), fire dørstokkarter som i 2018 ble vurdert til høy risiko (øvre rad) eller svært høy risiko (nedre rad)

© Arnstein Staverløkk (<https://artsdatabanken.no/Pages/F13574>), PaleCloudedWhite ([https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Ulex\\_europaeus\\_flowers.jpg](https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Ulex_europaeus_flowers.jpg)), United States Fish and Wildlife Service ([https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Neogobius\\_melanostomus1.jpg](https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Neogobius_melanostomus1.jpg)) og Smithsonian Environmental Research Center ([https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Dreissena\\_polymorpha\\_\(I1957\)\\_0265\\_\(39449820624\).jpg](https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Dreissena_polymorpha_(I1957)_0265_(39449820624).jpg))

NØKKEWORD

Dørstokkarter, fremmede arter, horisontskanning, invasjonspotensial, risikovurdering

KEY WORDS

Alien species, door-knocker species, horizon scanning, risk assessment, invasion potential, screening

KONTAKTOPPLYSNINGER

**NINA hovedkontor**  
Postboks 5685 Torgarden  
7485 Trondheim  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Oslo**  
Sognsveien 68  
0855 Oslo  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Tromsø**  
Postboks 6606 Langnes  
9296 Tromsø  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Lillehammer**  
Vormstuguvegen 40  
2624 Lillehammer  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Bergen**  
Thormøhlens gate 55  
5006 Bergen  
Tlf: 73 80 14 00

[www.nina.no](http://www.nina.no)

## Sammendrag

Sandvik, H. 2020. Metoder for horisontskanning og risikovurdering av dørstokkarter. NINA Rapport 1860. Norsk institutt for naturforskning.

Fremmede arter utgjør en av de viktigste antropogene truslene mot det globale og lokale naturmangfoldet. Bekjempelsen av fremmede arter har en større effekt og suksessrate, jo tidligere i invasjonsprosessen bekjempelsen finner sted. Størst samfunnsøkonomisk kostnadseffektivitet får man derfor om man kan forebygge at potensielt skadelige fremmede arter i det hele tatt introduseres og etablerer seg. Forvaltninga i Norge har på denne bakgrunn bestemt seg for å øke innsatsen på tiltak som kan forebygge introduksjonen og etableringa av fremmede arter.

Fremmede arter som per i dag ikke er etablert i Norge, men som antas å kunne etablere seg i nær framtid, omtales som *dørstokkarter*. Forvaltningas fokus medfører behovet for en økt innsats på risikovurdering av dørstokkarter. Selve risikovurderinga av fremmede arter i Norge skjer etter GEIAA-protokollen (*Generic Ecological Impact Assessment of Alien Species*). Før man kan risikovurdere dørstokkarter, må man imidlertid identifisere de artene som kan antas å kunne etablere seg i nær fremtid. Denne utvelgelsen av dørstokkartene som skal gjennomgå en full risikovurdering, omtales som *horisontskanning*.

Rapporten foreslår en metode for horisontskanning (kapittel 2), anbefaler metodiske tilpasninger i GEIAA som legger bedre til rette for risikovurderinger av dørstokkarter (kapittel 3), og foreslår tilsvarende tilpasninger i applikasjonen som risikovurderingene gjennomføres i (FremmedArtsBasen; kapittel 4).

Horisontskanninga bør bruke to kriterier, etableringspotensial og økologisk effekt. Etableringspotensial kan evalueres med GEIAAs A-kriterium, og en fremmed art bør gå videre til full risikovurdering om den får en skår på 3 eller 4 på dette kriteriet. Med en lavere skår bør arten likevel risikovurderes om den, til tross for lavt etableringspotensial, vil kunne ha en vesentlig økologisk eller genetisk effekt på stedege arter.

GEIAAs grunnstruktur er like anvendelig for dørstokkarter som for etablerte fremmede arter. Det kan imidlertid gjøres enkelte tilpasninger som vil forenkle risikovurderinga for dørstokkarter. Dette gjelder spesielt A- og B-kriteriet (hhv. bestandens levetid og ekspansjonshastighet), som kan baseres på et ekspertanslag på hvor mange forekomster arten vil kunne ha etablert 10 år etter at den for første gang ble introdusert til norsk natur. Det er utarbeida et forslag til å konvertere dette anslaget direkte til skår for A- og B-kriteriet. De øvrige kriterier vil fungere uten spesielle tilpasninger til dørstokkarter.

Det foreslås videre enkelte tilpasninger i FremmedArtsBasen. Den viktigste er at man bør oppgi artens etableringsstatus i tråd med internasjonal klassifisering, der dørstokkarter vil kunne ha etableringsstatus A til C1. For forvaltningsmyndighetene er det f.eks. essensielt å vite om en dørstokkarter allerede fins i Norge – f.eks. som hageplante (B2), i veksthus (B1) e.l. – eller om den aldri har vært observert her til lands (A).

Hanno Sandvik. Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim.  
E-post: [hanno.sandvik@nina.no](mailto:hanno.sandvik@nina.no)

## Abstract

Sandvik, H. 2020. Methods for horizon scanning and risk assessment of door-knocker species. NINA Report 1860. Norwegian Institute for Nature Research.

Alien species constitute a major anthropogenic threat to global and local biodiversity. The success rates of management measures against alien species are higher when the invasion process can be interrupted in its early stages. The highest cost efficiency is thus obtained when it is possible to prevent the introduction and establishment of potentially harmful alien species altogether. For this reason, Norwegian management authorities intend to prioritise preventive measures against alien species.

Alien species that are not currently established in Norway, but may be expected to do so in the near future, are referred to as door-knocker species. As a consequence of the priorities set by the management authorities, there is a need to risk-assess more door-knocker species. In Norway, impact assessments of alien species follow the GEIAA protocol (Generic Ecological Impact Assessment of Alien Species). Before risk-assessing door-knocker species, however, one needs to identify those species that have a high likelihood of establishing in the near future. This screening of species is referred to as horizon scanning.

The present report suggests a method for horizon scanning (chapter 2); recommends methodological adjustments to GEIAA, which enhance the impact assessment of door-knocker species (chapter 3); and proposes some modifications in the assessment application (the Alien Species Database, chapter 4).

It is recommended to base the horizon scanning on two criteria, viz. the establishment potential and the ecological effect. Establishment potential can be evaluated using GEIAA's criterion A, where an alien species should undergo full impact assessment if it obtains a score of 3 or 4. If the score is lower, the species should still undergo impact assessment if it is likely to have a substantial ecological or genetic effect on native species.

Whereas GEIAA's structure is equally applicable to door-knocker species and established alien species, some adjustment in estimation methods may contribute to simplifying the assessments of door-knocker species. One such suggestion is to base criteria A and B (population lifetime and expansion speed, respectively) on an expert judgement of the number of occurrences an alien species may have established within ten years, provided it had been introduced in the wild. The remaining criteria of GEIAA do not require specific adjustments for door-knocker species.

A few modifications are suggested in the Alien Species Database. An important addition is to record the establishment category of alien species according to the "unified framework", in which door-knocker species may obtain any category from A to C1. For management authorities, it is critical to know whether a door-knocker species is already present in Norway, e.g. as a garden plant (B2) or in a greenhouse (B1), or whether it has never been recorded (A).

Hanno Sandvik. Norwegian Institute for Nature Research (NINA), P.O. Box 5685 Torgarden, 7485 Trondheim, Norway. E-mail: [hanno.sandvik@nina.no](mailto:hanno.sandvik@nina.no)

# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>4</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>5</b>
<b>Forord</b> .....	<b>6</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>7</b>
<b>2 Horisontskanning av dørstokkarter</b> .....	<b>9</b>
2.1 Artsutvalget .....	9
2.2 Kriterier for horisontskanninga .....	11
2.3 Metode for horisontskanninga .....	12
<b>3 Risikovurdering av dørstokkarter</b> .....	<b>14</b>
A-kriteriet (bestandens levetid) .....	14
B-kriteriet (ekspansjonshastighet).....	17
C-kriteriet (koloniserte naturtyper) .....	18
Kriteria D–I (økologisk effekt).....	18
Angivelse av usikkerhet .....	18
<b>4 Tilpasninger i FremmedArtsBasen</b> .....	<b>20</b>
4.1 Artens status .....	20
4.2 Artsegenskaper .....	21
4.3 Import; spredningsveier.....	21
4.4 Utbredelseshistorikk.....	21
4.5 Øvrige faner .....	21
<b>5 Referanser</b> .....	<b>22</b>
<b>6 Vedlegg: ligninger</b> .....	<b>24</b>

## Forord

Det er viktig å prioritere bekjempelse av fremmede arter på et tidligst mulig stadium, og det var derfor en glede å gjennomføre Artsdatabankens prosjektet «fremmede arter – løpende økologisk risikovurdering av dørstokkarter» (kontraktsnr. 16-20). Jeg takker Artsdatabanken for oppdraget og Olga Hilmo for et veldig godt samarbeid. Videre har jeg hatt gode diskusjoner med Ane Marlene Myhre og fått nyttige kommentarer på rapporten fra Snorre Henriksen, Siri Hånes Langen og Kristine Lund Bjørnås (alle ved Artsdatabanken).

Jeg har satt stor pris på samarbeidet med ArtDatabanken, Artsdatabankens svenske søsterinstitusjon. Her kom Malin Strand og Mora Aronsson med verdifulle innspill.

Artsdatabankens referansegruppe for dørstokkarter har også bidratt med gode tilbakemeldinger. Med dette takkes referansegruppas medlemmer – Hanne Hegre (FlowerPower), Tone Falkenhaus (Havforskningsinstituttet), Bjørn Arild Hatteland (NIBIO), Daniel Flø og Gaute Velle (VKM) – for kommentarer.

Trondheim, 24. november 2020

Hanno Sandvik



# 1 Innledning

Globalt utgjør fremmede arter en av de viktigste antropogene truslene mot naturmangfoldet (f.eks. Kumschick et al. 2015). Også i Norge er det registrert mange fremmede arter som truer stedeegne arter gjennom konkurranse, predasjon, parasittisme, sykdom eller genetisk forurensning (Artsdatabanken 2018). I tillegg kan fremmede arter endre naturtyper eller ha negative effekter på økosystemtjenester. For å kunne forebygge eller begrense slike skadevirkninger, er det viktig å få kartlagt og risikovurdert fremmede arter.

Det som menes med *fremmede arter* er «arter, underarter eller lavere taxa som opptrer utenfor sitt naturlige utbredelsesområde (tidligere eller nåværende) og spredningspotensial (dvs. utenfor det området de kan spres til uten hjelp av mennesket, aktivt eller passivt), og begrepet omfatter alle livsstadier eller deler av individer som har potensial til å overleve og formere seg» (IUCN 2000, Sandvik et al. 2017). En art er altså bare fremmed hvis den har blitt introdusert til et nytt område gjennom menneskelig aktivitet. Det ligger ikke i definisjonen at en fremmed art nødvendigvis er skadelig: Av fremmede arter som er registrert i Norge, har flertallet (78 %) kun en lav eller ingen kjent økologisk risiko (Artsdatabanken 2018, Sandvik et al. 2020).

Fremmede arter kan bekjempes på mange måter, men effekten av bekjempelse er høyere jo tidligere i invasjonprosessen bekjempelsen finner sted (Essl et al. 2015, Leung et al. 2002). For en størst mulig samfunnsøkonomisk kostnadseffektivitet bør de ulike bekjempelsesmåtene derfor prioriteres i denne rekkefølge:

- 1) forebygging av introduksjon og etablering,
- 2) utrydding før arten har spredd seg i stor skala,
- 3) begrensning av ytterligere spredning og/eller skade.

Disse prioritertene utgjør den såkalte tre-trinns-tilnærminga som ble vedtatt i Norges *Tverrsektorielle nasjonale strategi og tiltak mot fremmede arter* (Miljøverndepartementet et al. 2007) og bekrefta i den gjeldende tiltaksplanen, *Bekjempelse av fremmede skadelige organismer* (Klima- og miljødepartementet et al. 2020). I tråd med denne tilnærminga fremhever tiltaksplanen at «Det er nødvendig med en ytterligere innsats på tiltak i tidlig fase, det vil si før nye fremmede skadelige organismer har etablert seg» (Klima- og miljødepartementet et al. 2020, s. 16).

Fremmede arter som per i dag ikke er etablert i Norge, men som antas å kunne etablere seg (dvs. å produsere levedyktig avkom utendørs uten menneskelig hjelp) innen 50 år, omtales som *dørstokkarter*. Denne definisjonen omfatter tre grupper av arter (Sandvik et al. 2017, s. 11):

- «fremmede arter som allerede befinner seg innenfor landets grenser, men som (per i dag) ikke reproducerer, eller som (per i dag) kun reproducerer innendørs eller med direkte menneskelig hjelp (f.eks. kan dette gjelde mange hageplanter, enkelte akvariefisk, arter som fortrinnsvis lever i bolighus, veksthus, låver, lagerbygninger o.l.) – denne gruppa kan etablere seg gjennom klima- eller andre miljøendringer som tillater at arten begynner å produsere selvstendig utendørs;
- fremmede arter som allerede befinner seg i naboland og kan komme til Norge uten menneskelig hjelp, dvs. gjennom selvstendig spredning eller gjennom korridorer [...];
- fremmede arter som ikke befinner seg i Norge, men som kan komme til Norge gjennom aktuelle, relevante spredningsveier (tilsikta eller utilsikta import eller transport [...]) fra et område med tilsvarende bioklimatiske forhold som ankomststedet.»

Den siste risikovurderinga av fremmede arter, som ble avslutta i 2018, omfatta i tillegg til 1199 etablerte fremmede arter også 319 dørstokkarter (Artsdatabanken 2018). Utvalget av fremmede arter som ble risikovurdert, var imidlertid sterkt begrensa og delvis noe tilfeldig. Dette skyldtes en kombinasjon av flere faktorer, bl.a. fravær av klare utvalgsriterier for dørstokkarter og begrensa ressurser. Regjeringas tiltaksplan påpeker derfor behovet for en «økt innsats på risikovurdering av dørstokkarter» (Klima- og miljødepartementet et al. 2020, s. 32): «Det bør derfor med jevne intervall gjennomføres en systematisk analyse av hvilke arter som kan komme til Norge eller som er i Norge og kan komme til å etablere seg, og en påfølgende risikovurdering av disse.»

Denne rapporten foreslår metoder for en mer systematisk utvelgelse og risikovurdering av dørstokkarter. Utgangspunktet for forslaget er risikovurderingsmetoden GEIAA (*Generic Ecological Impact Assessment of Alien Species*; Sandvik et al. 2019a), som har ligget til grunn for risikovurderinga i 2018 og (i en tidligere versjon) i 2012 (Gederaas et al. 2012). De praktiske vurderingene ble foretatt via nettapplikasjonen FremmedArtsBasen (FAB), som ble utvikla spesifikt til dette formålet. Basert på erfaringene fra 2018 ville det være en fordel å bruke mest mulig av den eksisterende infrastrukturen til fremtidige vurderinger.

Rapporten har tre deler. I kapittel 2 foreslås en metode for utvelgelse av dørstokkarter (horisontskanning). De dørstokkartene som blir valgt ut i dette steget, skal gjennomgå en risikovurdering. Kapittel 3 anbefaler metodiske tilpasninger i GEIAA som legger bedre til rette for risikovurderinger av dørstokkarter. Til slutt gjennomgås FremmedArtsBasen med samme formål (kapittel 4).

## 2 Horisontskanning av dørstokkarter

Før man går i gang med å risikovurdere fremmede arter, trenger man kriterier for å velge ut artene som skal risikovurderes. For etablerte fremmede arter er disse kriteria beskrevet gjennom risikovurderingens avgrensning (bl.a. at artene skal være fremmede for Norge og etablert i norsk natur, men ikke før 1800; Sandvik et al. 2017, s. 11–15). For dørstokkarter er ikke avgrensninga like åpenbar, noe som tilsier at det trengs kriterier og en metode for å «screene» kandidatarter. Dette trinnet – utvelgelse av dørstokkartene som skal gjennomgå en full risikovurdering – omtales heretter som «horisontskanning» (etter engelsk *horizon scanning*).

Horisontskanninga må ta stilling til flere spørsmål, nemlig (1) *blant hvilke arter* utvelgelsen skal finne sted; (2) *etter hvilke kriterier* utvelgelsen skal skje; og (3) *med hvilken metode* dette skal gjøres. De følgende underkapitlene tar opp ett spørsmål av gangen.

### 2.1 Artsutvalget

Før man kan velge ut arter til en full risikovurdering, må man ha en formening om *hvilke arter man i det hele tatt skal eller kan velge mellom*. I de etter hvert ganske tallrike studiene som har gjennomført en horisontskanning, har imidlertid dette spørsmålet fått minimal oppmerksomhet (Gallardo et al. 2016, Hughes et al. 2020, Lucy et al. 2020, Peyton et al. 2019, Roy et al. 2014, 2019, Tanner et al. 2017, Tsiamis et al. 2020). Stort sett henvises det bare til eksisterende databaser og tidligere publiserte lister som ble gjennomgått, samt at eksperter kunne tilføye relevante artsnavn til listen basert på egen erfaring, eventuelt supplert gjennom litteratursøk i den vitenskapelige og «grå» faglitteraturen. De mest brukte databasene er oppsummert i **tabell 1**.

En annen tilnærming ble valgt for en horisontskanning av hageplanter i Spania, der utgangspunktet var 1036 arter som ble trukket ut av kataloger fra planteskoler (Bayón & Vilà 2019). I en horisontskanning for Nederland har Matthews et al. (2017) gjennomgått risikolistene fra nærliggende land med klimatisk sammenlignbare forhold (Belgia, Danmark, Frankrike, Irland, Luxembourg, Storbritannia, Tyskland samt De store sjøer i Canada/USA), der land ble valgt ut basert på Köppen-Geiger-klimasonene (Rubel & Kotteck 2010).

Grunnen til at dette trinnet er vanskelig – eller omtrent umulig – å få «objektivisert», er at den mulige «kildepopulasjonen» for introduksjoner av fremmede arter i prinsippet omfatter samtlige arter på jorden. Selv om man stryker arter fra uaktuelle klimasoner (for Norges del f.eks. alle tropiske arter), sitter man i så fall igjen med et mangesifra antall arter. Med hvert forsøk på å redusere utvalget (f.eks. ved å stryke alle subtropiske arter også) øker sannsynligheten for at man til gjengjeld går glipp av enkelte arter som kanskje kunne ha klart seg i Norge. I dette ligger en avveining mellom to onder som ikke kan minimeres samtidig, nemlig mellom å gå glipp av potensielle dørstokkarter og å gjøre for mye «bortkasta» arbeid. Jo flere potensielle dørstokkarter som blir vurdert, desto sikrere vil man være å ha inkludert alle relevante arter, men desto mer ressurser vil man også bruke på arter som aldri kommer til Norge.

Det bør også nevnes en annen – eller ytterligere – tilnæringsmåte, nemlig å benytte seg av eksisterende kunnskap om spredningsveier. Stort sett vil man kunne forvente at innførsel av flest nye arter kommer til å skje langs de introduksjonsveiene som allerede er godt kjent fra før (se f.eks. Hendrichsen et al. 2020). Én av disse er planteimport, som har blitt overvåka systematisk siden 2014 (Westergaard et al. 2018, i trykk). Overvåkinga har resultert i 700 000 registrerte individer fordelt over ca. 500 arter, hvorav 64 var fremmede arter som ikke tidligere har vært registrert fra Norge. Blant disse var det veldig lite overlapp med listene i **tabell 1**. Levende blindpassasjerer fra planteimport er i mange tilfeller høyst relevante for risikovurdering som dørstokkarter (Westergaard et al. i trykk). Overvåkingsdataene kan brukes til å supplere artslistene over potensielle dørstokkarter til Norge.

**Tabell 1.** Databaser som ble brukt i ulike horisontskanninger av dørstokkarter (Hughes et al. 2020, Lucy et al. 2020, Roy et al. 2019, Tanner et al. 2017). Listen er ikke utfyllende, men oppgir de mest brukte og mest relevante overnasjonale databasene. I tillegg til databasens navn oppgis lenken, databasens taksonomiske, geografiske og økologiske avgrensning («Artsgrupper», «Område» resp. «Habitat»), omtrentlig antall arter i databasen og årstallet for dens siste oppdatering («Status»). Habitat er forkorta som «mar» for marint, «lim» for limnisk og «terr» for terrestrisk.

Database	Lenke	Artsgrupper	Område	Habitat	Arter	Status
AquaNIS	<a href="http://www.corpi.ku.it/databases/index.php/aquanis">http://www.corpi.ku.it/databases/index.php/aquanis</a>	alle	europiske havområder	mar	1 400	2020
CABI	<a href="https://www.cabi.org/isc/">https://www.cabi.org/isc/</a>	alle	global	alle	11 000	2020
DAISIE	<a href="https://doi.org/10.15468/ybwd3x">https://doi.org/10.15468/ybwd3x</a>	alle	Europa	alle	12 000	2005
DIAS	<a href="http://www.fao.org/fishery/dias/en">http://www.fao.org/fishery/dias/en</a>	bløtdyr, fisker, krepsdyr	global	lim + mar	5 600	(?)
EASIN	<a href="https://easin.jrc.ec.europa.eu/easin/">https://easin.jrc.ec.europa.eu/easin/</a>	alle	Europa	alle	14 000	2020
EPPO IAP	<a href="https://www.eppo.int/ACTIVITIES/invasive_alien_plants/iap_lists">https://www.eppo.int/ACTIVITIES/invasive_alien_plants/iap_lists</a>	planter	Europa + mid-delhavsland	terr	100	2020
EPPO Q-bank	<a href="https://qbank.eppo.int/">https://qbank.eppo.int/</a>	planteskadegjørere	Sentral-Europa	terr.	1 900	(?)
EUROPHYT	<a href="https://ec.europa.eu/food/plant/plant_health_biosecurity/europhyt_en">https://ec.europa.eu/food/plant/plant_health_biosecurity/europhyt_en</a>	planteskadegjørere	Europa	terr	(?)	2020
GCW	<a href="http://www.hear.org/gcw/">http://www.hear.org/gcw/</a>	«ugress»	global	terr	28 000	2007
GISD	<a href="http://www.iucngisd.org/gisd/">http://www.iucngisd.org/gisd/</a>	alle	global	alle	880	(?)
GRIIS	<a href="http://www.griis.org/">http://www.griis.org/</a>	alle	global	alle	(?)	2020
ISSN	<a href="http://www.iucngisd.org/gisd/100_worst.php">http://www.iucngisd.org/gisd/100_worst.php</a>	alle	global	alle	100	2013
NOBANIS	<a href="https://www.nobanis.org/">https://www.nobanis.org/</a>	alle	Nord- og Sentral-Europa	alle	7 900	2016
WRiMS	<a href="http://www.marinespecies.org/introduced/">http://www.marinespecies.org/introduced/</a>	alle	global	mar	1 800	2020

Antagelig er den nevnte tilnærminga derfor det beste man får til, altså å benytte seg av eksisterende databaser og eventuelle lister fra naboland eller land som bioklimatisk ligner på Norge, og å supplere med overvåkingsdata samt arter som ekspertene «har fått nyss om». Denne metoden gir imidlertid ingen garanti for at alle potensielle dørstokkarter faktisk blir fanga opp. Dette elementet av vilkårlighet bør også kommuniseres tydelig til sluttbrukerne.

## 2.2 Kriterier for horisontskanninga

Horisontskanninger av dørstokkarter i andre land har gjerne brukt tre ulike kriterier: sannsynlighet for (1) introduksjon og (2) etablering samt (3) økologiske effekter (Gallardo et al. 2016, Hughes et al. 2020, Lucy et al. 2020, Peyton et al. 2019, Roy et al. 2014, 2019, Tanner et al. 2017, Tsiamis et al. 2020). Noen av studiene har også vurdert sannsynlighet for viderespredning, kolonisering av verdifulle habitater, økonomiske effekter og/eller «forvaltbarhet» (dvs. tilgjengeligheten av metoder for å utrydde arten hvis den skulle etablere seg).

Jeg vil fraråde å benytte introduksjonssannsynlighet i horisontskanninga. Roy et al. (2019) skårer eksempelvis «eksistensen av en sannsynlig introduksjonsvei». Det fins imidlertid altfor mange eksempler på arter som faktisk har blitt introdusert via totalt usannsynlige introduksjonsveier, og altfor få holdepunkter for å anslå sannsynligheten av en slik hendelse. Om kunnskap om potensielle introduksjoner er tilgjengelig (f.eks. introduksjonsveier, hyppighet av potensielle introduksjonshendelser), bør den derimot inngå i risikovurderinga (se kap. 3).

Når det gjelder dørstokkartenes økonomiske effekter eller «forvaltbarhet», ligger disse spørsmåla utenfor en rent økologisk horisontskanning. De er derfor ikke inkludert i forslaget.

Derimot er artenes etableringspotensial et nyttig kriterium for horisontskanninga. Mitt forslag er å evaluere etableringspotensialet gjennom GEIAAs A-kriterium, som utdypes i kapittel 3. Til en viss grad inngår også viderespredning i A-kriteriet, siden sannsynligheten for at arten dør ut av seg selv, reduseres om arten evner å spre seg og etablere nye forekomster. Den romlige komponenten av viderespredninga (ekspansjon) er det derimot mer naturlig å kvantifisere under risikovurderinga (gjennom B-kriteriet) enn under horisontskanninga.

Det vil være på sin plass at horisontskanninga også omfatter et kvalitativt spørsmål om artens effekt. Enkelte arter kan gjøre stor skade i løpet av kort tid, selv om de ikke klarer å etablere en fast reproduserende bestand på sikt, f.eks. ved å overføre en sykdom på stedegne verter (jf. «distanseeffekter», Sandvik et al. 2017, s. 13). For å fange opp disse, bør ikke horisontskanninga bygge på etableringspotensial alene. Et kvantitativt spørsmål om effekt vil imidlertid ikke være nødvendig på horisontskanning-stadiet, siden den påfølgende risikovurderinga vil være kvantitativ, om den følger GEIAA.

Dermed inneholder forslaget to kriterier til horisontskanning: etableringspotensial og økologisk effekt. En potensiell dørstokkart bør gå videre til full risikovurdering om den tilfredsstillt minst ett av disse to kriteria. Det enkleste er derfor at spørsmålet om økologiske effekter droppes om artens etableringspotensial alene tilsier at det er behov for en full risikovurdering. Effektene vil da uansett bli behørig vurdert gjennom GEIAAs kriterier D–I. Bare hvis etableringspotensialet er lite, trenger man altså å stille et ytterligere spørsmål om forventede økologiske effekter ved dørstokkart.

Når det gjelder terskelverdien for etableringssannsynlighet, ville det være en fordel at denne sammenfaller med en av A-kriteriets terskelverdier. Basert på forslaget til revidert A-kriterium (se kap. 3) vil jeg anbefale at en art skal gå videre til risikovurdering om den oppnår en skår på minst 3 (for A-kriteriets beste anslag). Avhengig av hvordan usikkerheten angis (se kap. 3), kan dette eventuelt kombineres med et krav om at en art skal gå videre til risikovurdering om en skår på 4 er inkludert i den *øvre usikkerhetsgrensen* for A-kriteriet, selv om det *beste anslaget* for A-kriteriet er lavere enn 3. A-skår på 1 eller 2 vil ikke være tilstrekkelig for å sende arten videre til full risiko-

vurdering. Dette bør være nokså ukontroversielt for en skår på 1. Når det gjelder arter med en skår på 2, kan disse overleve en stund i norsk natur, men deres ekspansjon vil være så sakte at det vil være tilstrekkelig å risikovurdere dem etter deres eventuelle ankomst til Norge.

Når det gjelder økologisk effekt, kan horisontskanninga eksempelvis benytte følgende spørsmål:

«Vil arten kunne ha en vesentlig økologisk eller genetisk effekt på stedege arter om den kommer til Norge, og før den eventuelt dør ut igjen? Økologiske effekter omfatter (men er ikke nødvendigvis begrensa til) predasjon, konkurranse, parasittisme og overføring av parasitter eller sykdommer. Genetiske effekter omfatter hybridisering. En effekt er vesentlig om den kan antas å føre til en målbar bestandsnedgang i minst én stedegen art og/eller om effekten vedvarer også etter at den fremmede arten har dødd ut i eller blitt fjerna fra norsk natur.»

Det vil være tilstrekkelig å tilby svaralternativa «ja» og «nei». Ved et positivt svar må effektene uansett utdypes og dokumenteres under artens risikovurdering. Det kan likevel være en god idé å tilby et fritekstfelt for effektens karakter og eventuelt referanser, som ekspertene som gjennomfører risikovurderinga får tilgang til.

Usikkerheten bør være inkludert i besvarelsen av økologiske effekter. Arten bør ikke bare gå videre til full risikovurdering ved sannsynlighetsovervekt (dvs. > 50 % sannsynlighet), men også hvis usikkerhetsgrensene inkluderer et positivt svar. Ifølge forslaget til håndtering av usikkerhet i kapittel 3 (kvartiler) innebærer dette at arten bør risikovurderes om sannsynligheten for en vesentlig økologisk effekt er anslått som minst 25 %. Antagelig er det best å opplyse om dette i selve spørsmålsstillinga (f.eks. «Er det minst 25 % sannsynlig at arten vil ha en vesentlig økologisk eller genetisk effekt ...»).

## 2.3 Metode for horisontskanninga

En tilnærming til horisontskanning som har fått en viss utbredelse i det siste, er basert på en konsensusmetode (Sutherland et al. 2011). Den består av to trinn, der eksperter først skårer mulige dørstokkarter i taksonomisk avgrensa arbeidsgrupper, der skåringa skjer for tre til fem av de ovennevnte kriteria. I andre trinn møtes ekspertene for å oppnå konsensus på tvers av arbeidsgruppene om en rangert liste av dørstokkartene med høyest forvaltningsprioritet. Denne metoden har blitt brukt på Storbritannia (Roy et al. 2014), Den europeiske union (Roy et al. 2019), Kypros (Peyton et al. 2019), Den antarktiske halvøy (Hughes et al. 2020), Irland (Lucy et al. 2020) og europeiske havområder (Tsiamis et al. 2020).

Metoden som ble brukt i disse studiene, vurderes i sin helhet som nokså omfattende. Det virker unødvendig å bruke så store ressurser på selve horisontskanninga i Norge, når de utvalgte artene uansett går videre til en full risikovurdering. Situasjonen i Norge er sånn sett ikke helt sammenlignbar med de ovennevnte studiene, siden de fleste av disse fyller funksjonen til horisontskanning og risikovurdering på samme tid (Hughes et al. 2020, Lucy et al. 2020, Peyton et al. 2019, Roy et al. 2014, Tsiamis et al. 2020). I tilfellet til Roy et al. (2019) skulle de valgte artene risikovurderes i etterkant, men siden det åpenbart var for ressurskrevende å risikovurdere alle potensielle dørstokkarter, ble metoden brukt for å redusere artene til en håndterbart antall (66). Målet med horisontskanninga var her altså mer å *prioritere* enn å *identifisere* mulige dørstokkarter.

Om denne metoden kan bli relevant i en norsk kontekst, er avhengig av trinn 1 (artsutvalget) og ressurstilgangen. Hvis terskelen for å «bestille» en full risikovurdering av en potensiell dørstokkart er lav nok, vil det ikke være behov for en så omstendelig horisontskanning. Arter som blir «sendt videre» til full risikovurdering, vil uansett bli vurdert på en repeterbar og testbar måte (siden GEIAA oppfyller disse krava). Risikovurderinga vil deretter gi et etterprøvbart svar på om utvelgelses-antagelsen var berettiga. Den eneste avgjørelsen som ikke vil være fullt ut repeterbar, er å *ikke* sende en potensiell dørstokkart til risikovurdering. Denne avgjørelsen er på sin

side reversibel, dvs. man kan på et senere tidspunkt (om så når arten har blitt registrert i Norge) omgjøre avgjørelsen og likevel gjennomføre en full risikovurdering.

Om artsutvalget imidlertid er så stort at man må prioritere blant potensielle dørstokkarter, blir det mer relevant å ta i bruk konsensusmetoder i Norge også. Målet er i så fall å få snevra inn artene til et antall som man har ressurser til å gjennomføre en full risikovurdering av, vel vitende om at det vil være mange potensielle dørstokkarter man ikke rekker over.

Her er det viktig å påpeke at det bør etableres en mulighet for fortløpende, raske risikovurderinger av nyoppdaga fremmede arter, dvs. etter at de har blitt registrert i Norge. Slike arter bør ikke måtte vente på å risikovurdert i opptil flere år, frem til neste revisjon av Fremmedartslista. Når denne muligheten er på plass, vil det heller ikke være så kritisk om alle potensielle dørstokkarter er risikovurdert på forhånd.

### 3 Risikovurdering av dørstokkarter

Det er en fordel om den gjeldende metoden (GEIAA; Sandvik et al. 2019a) kan brukes for dørstokkarter. Kriteriesettets grunnstruktur er like anvendelig for dørstokkarter som for etablerte fremmede arter, og i den nåværende Fremmedartslista ble både dørstokk- og etablerte fremmede arter vurdert etter nøyaktig samme mal. FremmedArtsBasen (FAB) ble imidlertid utvikla med hovedfokus på de etablerte fremmede artene, og det bør derfor undersøkes om det kan gjøres endringer i metoden som gjør den bedre tilpassa dørstokkarter. I dette kapitlet presenteres derfor en kriterievis gjennomgang av mulige utfordringer og løsningsforslag.

#### A-kriteriet (bestandens levetid)

##### Definisjon og terskelverdier

A-kriteriet er basert på den mediane levetida som bestanden av den fremmede arten har i Norge. *Populasjonens mediane levetid* er definert som tida det tar til populasjonen i Norge har dødd ut med 50 % sannsynlighet. Terskelverdiene mellom skårene 1–4 er ved 10 års, 60 års og 650 års median levetid. Dette er ensbetydende med utdøingssannsynligheter på hhv. 97 %, 43 % og 5 % i løpet av en 50-års-periode (Sandvik et al. 2017, s. 34–36).

##### Innledende tanker om A-kriteriet

Det må kanskje sies at A-kriteriet har skapt mer problemer enn det har løst. Den opprinnelige tanken bak det som ble til A-kriteriet (se Sæther et al. 2010), var å sortere ut de artene som uansett ikke kom til å få fotfeste i Norge. Imidlertid ble det i 2018-utgava av FAB (fane «Artens status») stilt et innledende spørsmål om det var sannsynlig at arten ville kunne etablere seg i løpet av 50 år. Hvis spørsmålet ble besvart med «nei», ble arten sortert ut som «utenfor avgrensninga» og tildelt kategorien «ikke risikovurdert» (NR). Denne forhåndssorteringa av arter etter deres etableringspotensial fylte i grunnen samme funksjon som A-kriteriet og gjorde kriteriet på en måte overflødig.

Samtidig har A-kriteriet blitt misforstått av enkelte eksperter og brukere. Hos ekspertene har det vært en tendens til å undervurdere artenes levetid. Dette kan dokumenteres når man ser på risikovurderingene for de *etablerte* fremmede artene: Halvparten (125 / 248) av de fremmede artene som har fått en A-skår på 1, ble etablert før 2007; og en drøy fjerdedel (110 / 386) av de fremmede artene som har fått en A-skår på 2, ble etablert før 1957 (Artsdatabanken 2018). Gitt at en A-skår på 1 og 2 er definert som en forventet levetid på under hhv. 10 og 60 år, har disse 235 artene gjennom sin tilstedeværelse i 2017 motbevist A-skåren de har blitt tildelt. For noen av artene kan det være forklaringer på avviket (f.eks. at arten har vært etablert, men døde ut og senere ble re-etablert), men for flertallet er den mest sannsynlige forklaringa at ekspertene har feiltolka A-kriteriet og valgt for lave anslag på bestandenes levetid. Dette er ikke noe overraskende funn, siden sannsynligheter av sjeldne hendelser er svært vanskelig å anslå, også for eksperter; årsaken ligger i at vår evne til å anslå sannsynligheter blir forskjøvet og «forvrengt» av en rekke ubevisste psykologiske mekanismer (se Burgman 2001, McCarthy et al. 2004).

A-kriteriets definisjon passer bra for bruk under horisontskanninga, dvs. før selve risikovurderinga. Det ville likevel være uheldig å stryke A-kriteriet helt fra kriteriesettet, siden dette ville kreve en endring i GEIAA og redusere sammenlignbarheten av tidligere med fremtidige risikovurderinger. Anbefalinga er derfor å beholde A-kriteriet, men å vurdere det under horisontskanninga. For de artene som går videre til full risikovurdering, overføres A-kriteriets skår uendra til denne, men med en mulighet for etterjustering, der dette skulle vise seg å være nødvendig.



### Estimeringsmåter

Det har tidligere vært implementert tre estimeringsmåter for levetid:

- (a) levedyktighetsanalyse,
- (b) numerisk estimering basert på demografiske nøkkelparametere,
- (c) rødlistekriterier.

Alle tre metodene er like gyldig for dørstokkarter som for etablerte, bare at det for dørstokkarter ikke vil foreligge norske data. Metodene (a) og (b) har imidlertid knapt nok blitt brukt for etablerte arter, sikkert delvis fordi eksperter ikke har vært fortrolig med verktøyene, men hovedsakelig fordi de nødvendige dataene ikke har vært tilgjengelig. Det er ingen grunn til å anta at situasjonen skal være bedre for dørstokkarter.

### Forslag til forenkling

Basert på utfordringene med A-kriteriet foreslås det å innføre en forenkla beregning. Den kan basere seg på følgende spørsmål:

«Gi et anslag på hvor mange forekomster arten vil kunne ha etablert 10 år etter at den for første gang ble introdusert til norsk natur – dvs. hvor mange 2 km × 2 km-ruter arten vil kunne ha kolonisert med utgangspunkt i den første introduksjonen.»

For å forebygge misforståelser, skal det påpekes at spørsmålet **ikke** gjelder *sannsynligheten* for at arten blir introdusert til norsk natur i løpet av 10 år. Spørsmålet gjelder *antall forekomster* som en art vil kunne ha etablert i løpet av 10 år *gitt at den har blitt introdusert*. Ti år er valgt fordi det er en overskuelig tidsperiode, som dessuten sammenfaller med A-kriteriets første terskelverdi. Andre tidsperioder hadde vært mulig, men ville ha komplisert omregninga av svaret til en skår for A-kriteriet. Tidshorizonten for selve vurderinga, f.eks. når det gjelder klimatiske forhold, bør imidlertid være *50 år frem i tid*, som for effektcriteria. Man kunne altså også formulere spørsmålet slik:

«*Antatt at arten blir introdusert til norsk natur for første og eneste gang om 40 år (= 50 år – 10 år), hvor mange forekomster vil den da kunne ha etablert om 50 år?*»

Det er to faktorer som kan bidra til at antall forekomster øker, nemlig viderespredning og gjentatte menneskelige introduksjoner. For forvaltninga er det av stor relevans om artens forekomstareal vil øke mest på grunn av mange antatte introduksjoner eller på grunn av en høy anslått egen-spredning. Det er derfor viktig å holde disse to faktorene adskilt. Spørsmålet over skal kun omhandle viderespredning, altså de forekomstene som kan føres tilbake til den antatt første introduksjonen. Det er bakgrunnen for ordlyden som er valgt for det første spørsmålet, «hvor mange 2 km × 2 km-ruter arten vil kunne ha kolonisert *med utgangspunkt i den første introduksjonen*».

Når det gjelder den andre faktoren, bør ikke spørsmålet om introduksjonssannsynlighet eller -hyppighet være et kriterium i seg selv, siden et svar på denne typen spørsmål nødvendigvis er preget av en stor og ikke-reduserbar usikkerhet (jf. avsnitt 2.2). Men i den grad det foreligger slik informasjon, f.eks. fra andre land eller fra overvåking av spredningsveier, er det en avgjort fordel å inkludere den i estimeringa. For å kunne gjøre dette, trengs det et ytterligere spørsmål:

«Hvor mange flere ganger i løpet av 10-års-perioden vil man kunne regne med at arten blir introdusert til ulike 2 km × 2 km-ruter i norsk natur?»

Hvis svaret på dette spørsmål er større enn null, må antall forekomster justeres for dette. Denne beregninga bør utføres i databasen, ikke av ekspertene. Måten å gjøre det på er forklart i vedlegget.

**Tabell 2** viser hvordan det anslåtte tallet på forekomster (koloniserte 2 km × 2 km-ruter) kan oversettes til en skår for A-kriteriet. På samme grunnlag kan også B-kriteriet beregnes (se under). Siden A- og B-kriterias skår betinger hverandre, er også den samla skåren angitt i **tabell 2**.

**Tabell 2.** Forslag til hvordan antall forekomster kan oversettes til skår for A- og B-kriteriet. For dørstokkarter er antall forekomster (koloniserte 2 km × 2 km-ruter) et anslag på den sannsynlige situasjonen 10 år etter artens introduksjon til norsk natur. Skår for A-kriteriet er et forslag. Skår for B-kriteriet følger av definisjonen på ekspansjonshastighet, som er beregna med ligning 2 i vedlegget, angitt i meter per år og avrunda til to signifikante sifre. Antall forekomster er det totale antallet, som resultat av egen-spredning og eventuelt ytterligere introduksjoner.

Antall forekomster	Skår for A-kriteriet	Ekspansjonshastighet (m/a)	Skår for B-kriteriet	Samla skår for A- og B-kriteriet
0	1	< 0	1	1
1	2	0	1	1
2	3	47	1	2
3	3	83	2	3
4	3	110	2	3
5	4	140	2	3
6	4	160	3	4
7	4	190	3	4
8	4	210	3	4
9	4	230	3	4
10	4	240	3	4
11	4	260	3	4
12	4	280	3	4
⋮	4	⋮	3	4
30	4	500	4	4
⋮	4	⋮	4	4

I tilfeller der man har solid kunnskap om artens demografi, kan man fremdeles legge opp til at estimeringsmåte (a), (b) eller (c) benyttes. Disse angivelsene vil i så fall overstyre den foreslåtte «standardskåringa», slik den er skissert i **tabell 2**. Det bør likevel settes enkelte begrensninger for ekspertenes manuelle angivelse av bestandens mediane levetid: Er anslaget at arten er dødd ut etter 10 år, bør ikke A-skåren kunne settes høyere enn 1. Motsatt skal ikke en art kunne skåres som 1 om den *ikke* er anslått å være dødd ut etter 10 år. Skår 2 foreslås forbeholdt til intervallet fra én til fire forekomster og skår 3 til intervallet fra én til tjue forekomster.

### Begrunnelse

Forslaget for A-kriteriet som er beskrevet i **tabell 2**, er (løst) basert på rødlistekriteria, med bakgrunn i at A-skårene 1, 2, 3 og 4 skal være sammenlignbare med rødlistekategoriene CR, EN, VU og NT/LC (Sandvik et al. 2017, s. 36). Den tenkte situasjonen at arten for første gang har blitt introdusert til norsk natur, er ensbetydende med én forekomst ved dette «tidspunkt 0». Skårene for A-kriteriet tar utgangspunkt i den anslåtte endringa av antall forekomster over en tiårsperiode og begrunnes slik:

- Hvis antall forekomster har gått ned til null etter 10 år, som vil si at arten har dødd ut, har den åpenbart en lavere bestandslevetid enn 10 år, slik at den får en A-skår på 1.
- Så sant antall forekomster er uforandra, altså lik én, har arten ikke dødd ut i løpet av 10 år, slik at A-skåren opplagt må være større enn 1. Selv om arten i teorien kan ha en praktisk talt ubegrensa levetid, er det heller ikke helt usannsynlig at arten vil dø ut i løpet av 60 år. Derfor – og for å ta alle skårene i bruk – foreslås det å forbeholde skår 2 for tilfeller der antall forekomster er uforandra lik én.

- Så sant arten har økt antall forekomster til to i løpet av 10 år, er det nokså usannsynlig at den vil dø ut igjen i løpet av 60 år, noe som tilsier en A-skår på minst **3**. Igjen er den ikke satt til 4 for å bruke alle skårene. I tabell 2 foreslås det at skår 3 skal gjelde frem til fire forekomster, noe som er basert på en svært romslig tolkning av rødlistekriterium D2 (som bl.a. forutsetter en konkret trussel mot arten).
- Fra og med fem forekomster tilsier alle rødlistekriterier, selv med nokså romslige tolkninger, en A-skår på **4**, siden arten har klart å femdoble sine forekomster på 10 år. Det er selvfølgelig ikke utenkelig at en art dør ut kort tid etter en slik økning, men dette vil kreve nokså spesielle forhold, f.eks. at arten gjennomgår ekstreme fluktusjoner og har veldig få «lokaliteter» i rødlisteforstand (rødlistekriteriet B2ac).

Som nevnt er rødlistekriteria her tolka veldig romslig. Det kan tilføyes at dette har liten effekt på den samla «AB»-skåren (**tabell 2**). Hvis arten i realiteten hadde fortjent en høyere skår, vil det kun påvirke resultatet i situasjonen med én forekomst (der AB-skåren ville ha blitt 2 istedenfor 1).

### Dokumentasjon

For dørstokkarter vil A-kriteriet måtte vurderes ut fra et hypotetisk spørsmål: Hva vil skje med arten *gitt at* den en gang i den nære fremtiden blir introdusert til norsk natur? Et slikt anslag er selvfølgelig vanskeligere å dokumentere enn antallet *kjente* forekomster for en etablert art. Situasjonen ligner mer på angivelsen av det *potensielle* forekomstareale om 50 år for etablerte fremmede arter. Akkurat som denne kan A-kriteriet være et «kvalifisert anslag», dvs. en begrunna skjønnsvurdering av ekspertene. Anslaget kan videre sannsynliggjøres med artens utbredelsesmønster i andre land. Dette forutsetter imidlertid at arten allerede har blitt introdusert til land som bioklimatisk er sammenlignbare med Norge, og at det foreligger gode nok data fra slike land. På samme måte kan man ta i bruk data fra nært beslektede arter, så sant disse er sammenlignbare med hensyn til levevis og demografi.

## B-kriteriet (ekspansjonshastighet)

### Definisjon og terskelverdier

B-kriteriet er basert på den fremmede artens ekspansjonshastighet. *Ekspansjonshastighet* er definert som den årlige økningen i forekomstarealets radius (beregna som om forekomstareale var samla i ett sirkelforma areal; Sandvik 2020). Terskelverdiene mellom skårene 1–4 er ved ekspansjonshastigheter på hhv. 50, 160 og 500 meter per år (Sandvik et al. 2017, s. 37).

### Estimeringsmåter

Det har tidligere vært implementert tre estimeringsmåter for ekspansjonshastighet:

- (a) kjøring av R-scriptet "ekspansjon" basert på tid- og stedfeste data,
- (b) litteraturdata,
- (c) anslått årlig økning i forekomstareal.

Alle alternativa kan brukes på dørstokkarter om data fra utlandet er tilgjengelig. Dette vil imidlertid sjelden være tilfellet, og selv om slike data er tilgjengelig, kan det være vanskeligere å få tak i dem (eller å få tillatelse til å analysere dem) enn hvis det hadde vært snakk om norske data.

### Endringsforslag

Alternativ (c) bør få en annen ordlyd og beregningsmåte ved revisjonen av FAB. Ved risikovurderinga 2018 måtte økningen estimeres ut fra det aktuelle forekomstareale. Dette alternativet fungerer ikke for dørstokkarter, og viste seg også å være vanskelig for en del etablerte arter. Istedenfor bør man kunne spesifisere to årstall og angi den anslåtte endringa mellom disse to åra (Sandvik 2020). B-skåren kan i så fall baseres på det samme spørsmålet som ble diskutert for A-kriteriet over («Gi et anslag på hvor mange forekomster arten vil kunne ha etablert 10 år etter at den for første gang ble introdusert til norsk natur»). Dette anslaget vil også gi grunnlag for å estimere ekspansjonshastigheten. Ligningene for denne estimeringa er gjengitt i vedlegget, og resultatet er vist i **tabell 2**.

## C-kriteriet (koloniserte naturtyper)

### Definisjon og terskelverdier

C-kriteriet er basert på naturtypearealet som den fremmede arten koloniserer. Det koloniserte arealet blir angitt som prosentandelen av de(n) berørte naturtypen(e)s forekomstareal som vil inneholde forekomster av arten i løpet av 50 år. Terskelverdiene mellom skårene 1–4 er ved andeler på hhv. 5 %, 10 % og 20 % (Sandvik et al. 2017, s. 30).

### Estimeringsmåte

For å vurdere C-kriteriet må ekspertene legge inn informasjon om naturtypene som den fremmede arten kan forekomme i. For noen arter, inkludert dørstokkarter, kan dette være vanskelig.

### Forslag til videreføring

C-kriteriet anbefales brukt uforandra på dørstokkarter. Blant artene som har blitt vurdert i 2018, har C-kriteriet veldig sjelden vært utslagsgivende, men om det foreligger kunnskap om at så kan skje, bør det absolutt inngå i risikovurderinga. I de resterende tilfellene vil det uansett være tilstrekkelig med et grovt ekspertanslag.

## Kriteria D–I (økologisk effekt)

Kriteria som beskriver økologisk effekt, er like relevante for dørstokkarter som for etablerte arter. De ser heller ikke ut til å presentere spesielle utfordringer for dørstokkarter. Det anbefales derfor ingen endringer i disse kriteria. Det eneste potensielle unntaket er kriteria F og G (endringer i trua respektive øvrige naturtyper), som kan rammes av samme mangel på kunnskap som C-kriteriet. Av samme grunn som gitt der bør imidlertid også disse kriteria videreføres for dørstokkarter.

## Angivelse av usikkerhet

Angivelse av usikkerhet er en viktig del av en risikovurdering. Usikkerheten bør angis etter samme mal for alle kriterier. Derfor behandles spørsmålet separat her.

Anbefalinga er å videreføre håndteringa av usikkerhet slik den beskrives av GEIAA (Sandvik et al. 2019a), og slik den har blitt håndheva ved den siste risikovurderinga (Sandvik et al. 2017, s. 21f, 33), nemlig ved å angi tre verdier for hver parameter: et beste anslag samt anslagets *nedre og øvre kvartil*. Således vil eksempelvis spørsmålet som underligger A-kriteriet («Gi et anslag på hvor mange forekomster arten vil kunne ha etablert 10 år etter at den for første gang ble introdusert til norsk natur»), måtte besvares med tre verdier, f.eks. slik:

- nedre kvartil – 0 forekomster
- beste anslag – 2 forekomster
- øvre kvartil – 3 forekomster

I dette eksempelet ville skåren for A-kriteriet spenne fra 1 til 3 (ifølge forslaget i **tabell 2**).

Statistisk sett vil man kunne tenke seg at alle parametere som skal inngå i risikovurderingas kriterier, har en sannsynlighetsfordeling. Mens det beste anslaget bør være denne fordelingas median, bør usikkerheten angis som nedre og øvre kvartil. Begrepene forklares i **tabell 3**.

Det fins flere alternativ til denne metoden. En helt annen tilnærming er å foreta en verbal beskrivelse av usikkerhet langs en skala (f.eks. «liten», «middels», «stor usikkerhet»). Denne tilnærminga har to ulemper: For det første er den vanskelig å standardisere på tvers av ulike eksperter. For det andre kan usikkerheten være liten, men likevel inkludere to mulige skår (hvis den antatt sanne verdien ligger rett i nærheten av terskelverdien); på samme måte kan usikkerheten

være stor, uten at dette berører skåren (f.eks. når anslagene for bestandens levetid ligger mellom 700 og 7 000 000 år, som gir en A-skår på 4, selv om verdiene varierer med faktor 10 000).

Også om man går for en angivelse av usikkerheten som et intervall ved å anslå en nedre og øvre grense, kan man se for seg andre muligheter enn å bruke kvartilene. Vanlig vitenskapelig praksis er å angi 95 %-konfidensintervaller, mens man også kan komme borti bruk av minimums- og maksimumsverdier.

Ekstremverdier (dvs. minimum og maksimum) er imidlertid helt uegna til å angi usikkerhet. For alle relevante sannsynlighetsfordelinger er maksimumsverdien lik uendelig. Minimumsverdien er enten 0 eller minus uendelig. Et intervall som baserer seg på ekstremverdier er altså fullstendig uinformativt, siden det inneholder alle verdier som er logisk mulig. For forekomstarealet vil et slikt intervall f.eks. strekke seg fra 0 til Norges areal, uansett art. Man kunne prøve å se bort fra «veldig usannsynlige utliggere», men dette vil gjøre besvarelsen helt usammenlignbart på tvers av eksperter, siden det ikke eksisterer noen absolutt definisjon på utliggere. Verdier blir gradvis mer usannsynlige jo mer ekstreme de er.

Bruker man 95 %-konfidensintervaller, unngår man dette problemet ved å spesifisere at man skal se bort fra de 2,5 % mest ekstreme verdiene på hver side av fordelinga. Denne terskelen er vilkårlig (like vilkårlig som alle andre), men utbredt i forskninga. Problemet er at selv erfarne forskere har store problemer med å gi gode ekspertanslag på 95 %-konfidensintervaller (Burgman 2001, McCarthy et al. 2004). De 2,5 % mest ekstreme verdiene er rett og slett så ekstreme at det er veldig vanskelig å komme frem til et godt anslag på dem.

Derimot har man god erfaring med kvartiler (Garthwaite et al. 2005), blant annet fra arbeidet med naturindeksen (Certain & Skarpaas 2010). Medianen halverer sannsynlighetsfordelinga, mens nedre og øvre kvartil halverer den delen av sannsynlighetsfordelinga som ligger hhv. nedenfor og ovenfor medianen (jf. **tabell 3**). Slike anslag unngår flere av de ubevisste psykologiske mekanismene som kan resultere i forvrengte anslag.

**Tabell 3.** Forklaring av den foreslåtte definisjonen for beste, lavt og høyt anslag ved hjelp av kvartiler. Basert på Garthwaite et al. (2005).

	Beste anslag	Lavt anslag	Høyt anslag
<b>Statistisk parameter</b>	median	nedre kvartil	øvre kvartil
<b>Sannsynligheten for at den sanne verdien er større</b>	50 %	75 %	25 %
<b>Sannsynligheten for at den sanne verdien er mindre</b>	50 %	25 %	75 %
<b>Mulig formulering</b>	Oppgi et tall X slik at det er like sannsynlig at den sanne verdien er større som at den er mindre enn X	Antatt at du får vite at den sanne verdien er mindre enn X, oppgi et nytt tall slik at det er like sannsynlig at den sanne verdien er større som at den er mindre	Antatt at du får vite at den sanne verdien er større enn X, oppgi et nytt tall slik at det er like sannsynlig at den sanne verdien er større som at den er mindre

## 4 Tilpasninger i FremmedArtsBasen

FremmedArtsBasen (heretter forkorta som «FAB») er Artsdatabankens nettbaserte innleggingsløsning for risikovurdering av fremmede arter. Slik FAB var implementert i 2018, bestod den av tre faner («Artsinformasjon», «Naturtyper» og «Risikovurdering») og en rekke «underfaner» (for en oversikt se Sandvik et al. 2017, s. 5). Noe av innholdet på disse fanene trenger en bedre tilpasning til dørstokkarter. Her presenteres noen forbedringsforslag.

### 4.1 Artens status

Når det gjelder FABs fane om artens status, bør informasjonen som samles inn der, utvides med et spørsmål om artens etableringsstatus. Denne bør oppgis i tråd med klassifiseringa til Blackburn et al. (2011), slik det f.eks. ble gjort for fremmede arter i Norge av Sandvik et al. (2019b). Et forslag til ordlyd (basert på Sandvik et al. 2019b) er gjengitt i **tabell 4**.

Spørsmålet er fremfor alt viktig for å bidra til en internasjonal standardisering av Fremmedartslistas informasjon, men er utvilsomt også nyttig for norske sluttbrukere. For forvaltningsmyndighetene er det f.eks. essensielt å vite om en dørstokkartype allerede fins i Norge (f.eks. som hageplante, i veksthus e.l.) eller om den aldri har vært observert her til lands. Dørstokkarter vil kunne

**Tabell 4.** Etableringsklasser for fremmede arter, modifisert fra Blackburn et al. (2011). En art skal få tildelt den høyeste etableringsklassen som den oppfyller definisjonen til. Delen av definisjonen som avgrensner etableringsklassen fra den nest lavere, er kursivert.

Etableringsklasse	Definisjon
E	Arten er etablert <sup>a</sup> og produserer levedyktig avkom i minst 10 <sup>b</sup> forekomster i norsk natur som er minst 2 km fra hverandre og fra nærmeste sted som arten har blitt introdusert til
D2	Arten er etablert <sup>a</sup> og produserer levedyktig avkom i minst én forekomst i norsk natur som er minst 2 km fra nærmeste sted som arten har blitt introdusert til
D1	Arten er etablert <sup>a</sup> og har levedyktige individer i minst én forekomst i norsk natur som er minst 2 km fra nærmeste sted som arten har blitt introdusert til
C3	Arten er etablert <sup>a</sup>
C2	Arten kan overleve vinteren og produserer levedyktig avkom utendørs og uten hjelp
C1	Arten kan overleve vinteren utendørs og uten hjelp
C0	Arten er dokumentert fra norsk natur
B2	Arten forekommer utendørs på sitt eget produksjonsareal
B1	Arten forekommer innendørs eller i lukkede installasjoner
A	Arten er aldri påtruffet i Norge

<sup>a</sup> En art defineres her som *etablert* om den har minst én bestand utendørs som består av mer enn 20 individer, og som har eksistert i mer enn 10 år uten direkte menneskelig hjelp. [OBS: Med denne definisjonen avviker bruken av begrepet «etablert» fra Sandvik et al. (2017, s. 10)!]

<sup>b</sup> Det er ikke gitt at 10 forekomster er den optimale definisjonen på etableringsklasse E. Blackburn et al. (2017) gir ingen konkrete føringer på antall forekomster og setter «flerfoldige steder» (*multiple sites*) som krav. Ti forekomster ble brukt av Sandvik et al. (2019b), men det kan tenkes at man bør sette terskelen høyere, f.eks. til 20 eller 50 forekomster, siden etableringsklasse E skal være forbeholdt «invaderende arter» (*fully invasive species*).

ha etableringsklasse A til C1. Fra og med C2 regnes en art som selvstendig reproduserende («etablert» ifølge definisjonen til Sandvik et al., 2017, s. 10). Blackburn et al.s (2011) etableringsklasse B3 (direkte utsettelse i naturen) er utelatt, siden en art som er utsatt i naturen, nødvendigvis også vil oppfylle definisjonen av C0 eller høyere. Ekstrainformasjonen som ligger i B3 (at det dreier seg om en utsettelse), fanges i denne sammenheng bedre opp gjennom FABs fane for spredningsveier.

## 4.2 Artsegenskaper

Den eneste opplagte endringa er at overskriften/spørsmålet «Kom til vurderingsområdet fra» ikke bør formuleres i fortid for dørstokkarter. «Kom» bør med andre ord erstattes med «Vil komme» eller «Kan komme».

## 4.3 Import; spredningsveier

Fanene for import og for spredningsveier er (minst!) like viktige for dørstokkarter som for etablerte fremmede arter. For de dørstokkartene som aldri er påtruffet i Norge, vil angivelsene måtte basere seg på «gjetninger», dvs. på kvalifiserte vurderinger av hva som vil være de(n) mest sannsynlige introduksjonsveien(e).

Det bør vurderes om besvarelsen kan kobles mot A-kriteriets foreslåtte spørsmål: «Hvor mange flere ganger i løpet av 10-års-perioden vil man kunne regne med at arten blir introdusert til ulike 2 km × 2 km-ruter i norsk natur?» (s. 15). Det bør i hvert fall være samsvar mellom besvarelsene, dvs. hvis A-kriteriets spørsmål besvares med «10 introduksjoner per 10-års-periode», så bør dette også gå frem av fanen for spredningsveier.

## 4.4 Utbredeshistorikk

Fanen for utbredeshistorikk kan forenkles for dørstokkarter. Boksen «Utbredeshistorikk i Norge» kan sløyfes, mens «Utbredeshistorikk i utlandet» må beholdes. I boksen «Nåværende og potensiell utbredelse» er det kun det potensielle forekomstarealet om 50 år som er relevant. De irrelevante elementene i fanene bør helst skjules når det er en dørstokkart som blir vurdert.

## 4.5 Øvrige faner

Fanene for naturtyper og risikovurderinga er dekket av omtalen i kapittel 3. Utover endringene som kreves for å få implementert de nye beregningsforslaga for A- og B-kriteriet, trengs det her ingen spesielle tilpasninger for dørstokkarter.

## 5 Referanser

- Artsdatabanken. 2018. Fremmedartslista 2018. URL: <https://www.artsdatabanken.no/fremmedartslista2018>
- Bayón, Á. & Vilà, M. 2019. Horizon scanning to identify invasion risk of ornamental plants marketed in Spain. *NeoBiota* 52: 47–86.
- Blackburn, T.M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J.T., Duncan, R.P., Jarošík, V., Wilson, J.R.U. & Richardson, D.M. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 26: 333–339.
- Burgman, M.A. 2001. Flaws in subjective assessments of ecological risks and means for correcting them. *Australian Journal of Environmental Management* 8: 219–226.
- Certain, G. & Skarpaas, O. 2010. Nature Index: general framework, statistical method and data collection for Norway. NINA Rapport 542. Norsk institutt for naturforskning.
- Essl, F., Bacher, S., Blackburn, T.M., Booy, O., Brundu, G., Brunel, S. et al. 2015. Crossing frontiers in tackling pathways of biological invasions. *BioScience (Washington, D.C.)* 65: 769–782.
- Gallardo, B., Zieritz, A., Adriaens, T., Bellard, C., Boets, P., Britton, J.R., Newman, J.R., van Valkenburg, J.L.C.H. & Aldridge, D.C. 2016. Trans-national horizon scanning for invasive non-native species: a case study in western Europe. *Biological Invasions* 18: 17–30.
- Garthwaite, P.H., Kadane, J.B. & O'Hagan, A. 2005. Statistical methods for eliciting probability distributions. *Journal of the American Statistical Association* 100: 680–700.
- Gederaas, L., Moen, T.L., Skjelseth, S. & Larsen, L.-K. 2012. Fremmede arter i Norge – med norsk svarteliste 2012. Artsdatabanken, Trondheim.
- Hendrichsen, D.K., Sandvik, H., Töpper, J.P., Olsen, S.L., Hilmo, O., Magnussen, K., Navrud, S. & Fleisje, E.M. 2020. Spredningsveier for fremmede arter i Norge. Kunnskapsstatus per 2019. NINA Rapport 1735. Norsk institutt for naturforskning.
- Hughes, K.A., Pescott, O.L., Peyton, J., Adriaens, T., Cottier-Cook, E.J., Key, G. et al. 2020. Invasive non-native species likely to threaten biodiversity and ecosystems in the Antarctic Peninsula region. *Global Change Biology* 26: 2702–2716.
- IUCN [World Conservation Union]. 2000. IUCN guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species. IUCN, Gland.
- Klima- og miljødepartementet, Landbruks- og matdepartementet, Fiskeri- og sjømatdepartementet, Justis- og beredskapsdepartementet, Samferdselsdepartementet, Finansdepartementet, Kommunal- og moderniseringsdepartementet, Olje- og energidepartementet & Forsvarsdepartementet. 2020. Bekjempelse av fremmede skadelige organismer. Tiltaksplan 2020–2025. Klima- og miljødepartementet, Oslo.
- Kumschick, S., Gaertner, M., Vilà, M., Essl, F., Jeschke, J.M., Pyšek, P. et al. 2015. Ecological impacts of alien species: quantification, scope, caveats, and recommendations. *BioScience (Washington, D.C.)* 65: 55–63.
- Leung, B., Lodge, D.M., Finnoff, D., Shogren, J.F., Lewis, M.A. & Lamberti, G. 2002. An ounce of prevention or a pound of cure: bioeconomic risk analysis of invasive species. *Proceedings of the Royal Society; B, Biological Sciences* 269: 2407–2413.
- Lucy, F.E., Davis, E., Anderson, R., Booy, O., Bradley, K., Britton, J.R. et al. 2020. Horizon scan of invasive alien species for the island of Ireland. *Management of Biological Invasions* 11: 155–177.
- Matthews, J., Beringen, R., Creemers, R., Hollander, H., van Kessel, N., van Kleef, H. et al. 2017. A new approach to horizon-scanning: identifying potentially invasive alien species and their introduction pathways. *Management of Biological Invasions* 8: 37–52.
- McCarthy, M.A., Keith, D., Tietjen, J., Burgman, M.A., Maunder, M., Master, L. et al. 2004. Comparing predictions of extinction risk using models and subjective judgement. *Acta Oecologica (Montrouge)* 26: 67–74.



- Miljøverndepartementet, Finansdepartementet, Fiskeri- og kystdepartementet, Forsvarsdepartementet, Justisdepartementet, Kunnskapsdepartementet, Landbruks- og matdepartementet, Nærings- og handelsdepartementet, Olje- og energidepartementet & Samferdselsdepartementet. 2007. Tverrsektoriell nasjonal strategi og tiltak mot fremmede skadelige arter. Miljøverndepartementet, Oslo.
- Peyton, J., Martinou, A.F., Pescott, O.L., Demetriou, M., Adriaens, T., Arianoutsou, M. et al. 2019. Horizon scanning for invasive alien species with the potential to threaten biodiversity and human health on a Mediterranean island. *Biological Invasions* 21: 2107–2125.
- Roy, H.E., Peyton, J., Aldridge, D.C., Bantock, T., Blackburn, T.M., Britton, R. et al. 2014. Horizon scanning for invasive alien species with the potential to threaten biodiversity in Great Britain. *Global Change Biology* 20: 3859–3871.
- Roy, H.E., Bacher, S., Essl, F., Adriaens, T., Aldridge, D.C., Bishop, J.D.D. et al. 2019. Developing a list of invasive alien species likely to threaten biodiversity and ecosystems in the European Union. *Global Change Biology* 25: 1032–1048.
- Rubel, F. & Kotteck, M. 2010. Observed and projected climate shifts 1901–2100 depicted by world maps of the Köppen-Geiger climate classification. *Meteorologische Zeitschrift (Berlin)* 19: 135–141.
- Sandvik, H. 2017. Expansion, versjon 2.6 for R. URL: <http://r.evol.no/expa>
- Sandvik, H. 2020. Expansion speed as a generic measure of spread for alien species. *Acta Biotheoretica* 68: 227–252.
- Sandvik, H., Gederaas, L. & Hilmo, O. 2017. Retningslinjer for økologisk risikovurdering av fremmede arter, versjon 3.5. Artsdatabanken, Trondheim.
- Sandvik, H., Hilmo, O., Finstad, A.G., Hegre, H., Moen, T.L., Rafoss, T., Skarpaas, O., Elven, R., Sandmark, H. & Gederaas, L. 2019a. Generic Ecological Impact Assessment of Alien Species (GEIAA): the third generation of assessments in Norway. *Biological Invasions* 21: 2803–2810.
- Sandvik, H., Dolmen, D., Elven, R., Falkenhaus, T., Forsgren, E., Hansen, H. et al. 2019b. Alien plants, animals, fungi and algae in Norway: an inventory of neobiota. *Biological Invasions* 21: 2997–3012.
- Sandvik, H., Hilmo, O., Henriksen, S., Elven, R., Åsen, P.A., Hegre, H. et al. 2020. Alien species in Norway: results from quantitative ecological impact assessments. *Ecological Solutions and Evidence* 1: e12006.
- Sutherland, W.J., Fleishman, E., Mascia, M.B., Pretty, J. & Rudd, M.A. 2011. Methods for collaboratively identifying research priorities and emerging issues in science and policy. *Methods in Ecology and Evolution* 2: 238–247.
- Sæther, B.-E., Holmern, T., Tufto, J. & Engen, S. 2010. Forslag til et kvantitativt klassifiseringssystem for risikovurdering av fremmede arter. Senter for bevaringsbiologi, NTNU, Trondheim.
- Tanner, R., Branquart, E., Brundu, G., Buholzer, S., Chapman, D., Ehret, P., Fried, G., Starfinger, U. & van Valkenburg, J. 2017. The prioritisation of a short list of alien plants for risk analysis within the framework of the Regulation (EU) No. 1143/2014. *NeoBiota* 35: 87–118.
- Tsiamis, K., Azzurro, E., Bariche, M., Çinar, M.E., Crocetta, F., De Clerck, O. et al. 2020. Prioritizing marine invasive alien species in the European Union through horizon scanning. *Aquatic Conservation* 30: 794–845.
- Westergaard, K.B., Endrestøl, A., Hanssen, O., Often, A., Åström, J., Fossøy, F., Jacobsen, R.M., Kyrkjeeide, M.O. & Brandsegg, H. 2018. Fremmede arter – spredningsveien planteprodukter. Basisovervåking og metodeutvikling 2017–2018. NINA Rapport 1557. Norsk institutt for naturforskning.
- Westergaard, K.B., Endrestøl, A., Hanssen, O., Often, A., Bartlett, J., Åström, J., Fossøy, F., Staverløkk, A. I trykk. Overvåking av spredningsveien planteimport. Basisovervåking 2020 og databasert identifisering av potensielle dørstokkarter. NINA Rapport 1891. Norsk institutt for naturforskning.

## 6 Vedlegg: ligninger

Vedlegget oppgir ligningene som ligger til grunn for beregning av ekspansjonshastigheten (B-kriteriet). Generelt kan ekspansjonshastigheten  $v$  beregnes ved hjelp av endringa i forekomst-arealeet over tid (Sandvik 2020), slik at den er gitt ved

$$v = \frac{\sqrt{A(t_2)} - \sqrt{A(t_1)}}{(t_2 - t_1)\sqrt{\pi}}, \quad (\text{ligning 1})$$

der  $A$  er forekomstarealeet, og  $t_1$  og  $t_2$  er de to tidspunkta (årstall) som forekomstarealeet er angitt for. Mørketall skal være inkludert i angivelsen av begge forekomstarealene. Der det foreligger et datasett med stedfesta observasjoner av arten over tilstrekkelig mange år, får man stort sett (når forekomstarealeet øker over tid) mer robuste estimater av  $v$  ved å bruke programmet «ekspansjon» (Sandvik 2017, 2020). Ligning 1 bør altså forbeholdes tilfeller der slike datasett ikke foreligger.

For dørstokkarter vil man nødvendigvis mangle et datasett med observasjoner i Norge, slik at ligning 1 er anvendelig på disse. I tillegg kan ligning 1 forenkles for dørstokkarter, siden deres ekspansjon alltid begynner med én forekomst:

$$v = \frac{2000 \text{ m} (\sqrt{N} - 1)}{T\sqrt{\pi}}, \quad (\text{ligning 2})$$

der  $N$  er antall forekomster (med  $N = A / 4 \text{ km}^2$ ), og  $T$  er det valgte tidsperspektivet (f.eks. 10 år etter introduksjonen). Ligning 2 er brukt ved beregning av ekspansjonshastigheter i **tabell 2**.

Hvis den samme arten introduseres flere ganger til norsk natur i løpet av  $T$ , må beregningsmåten modifiseres. Antall koloniserte forekomster må i så fall først beregnes separat for alle introduksjoner, som så summeres opp og brukes som innmating til ligning 2.

Hvis og bare hvis introduksjonsfrekvensen  $f$  (anslått gjennomsnittlig antall introduksjoner til norsk natur per år) er større enn null, kan summen av alle koloniserte forekomster  $N$  beskrives ved

$$N = \sum_{i=0}^{\lfloor fT \rfloor} n(T - \lceil \frac{i}{f} \rceil), \quad (\text{ligning 3})$$

der notasjonene  $\lfloor x \rfloor$  og  $\lceil x \rceil$  indikerer at verdien av  $x$  avrundes hhv. nedover og oppover til nærmeste heltall (dvs. «gulv-» respektive «takfunksjonen»). Funksjonen  $n$ , som beskriver antall forekomster som har sitt opphav i én konkret introduksjon (i motsetning til  $N$ , som er det totale tallet på forekomster), er på sin side gitt ved

$$n(t) = \left( 1 + \frac{ut\sqrt{\pi}}{2000 \text{ m}} \right)^2. \quad (\text{ligning 4})$$

Ligning 4 er avleda av ligning 2, men bruker  $n$  (istedenfor  $N$ ) for antall forekomster og  $u$  (istedenfor  $v$ ) for ekspansjonshastigheten for å tydeliggjøre at ligning 4 kun gjelder forekomstene som har sitt opphav i én konkret introduksjon (mens ligning 2 beskriver den samla situasjonen). Ekspansjonshastigheten  $u$  kan beregnes for den første introduksjonen ved hjelp av ligning 2 og antas å være lik for alle senere introduksjoner.



*Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.*

*NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på lms i Rogaland.*

*NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.*

ISSN:1504-3312  
ISBN: 978-82-426-4627-9

## Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: [firmapost@nina.no](mailto:firmapost@nina.no)

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger