



FUTURE
FOOD



Mat, miljö och hållbarhet

Hur påverkar den mat vi svenskar äter planeten?

Elin Rööf, Ylva Ran och Emma Moberg
| SLU Future Food Reports 14 | 2024

Mat, miljö och hållbarhet - hur påverkar den mat vi svenskar äter planeten?

Författare: Elin Rööf, Ylva Ran (Institutionen för energi och teknik, SLU) och Emma Moberg (IVL Svenska Miljöinstitutet)

Publikation: SLU Future Food Reports 14

Utgivningsår: 2024, Uppsala

Utgivare: Sveriges lantbruksuniversitet, framtidsplattformen SLU Future Food

Layout: Cajsa Lithell

Omslag: Shutterstock

Illustrationer: Fredrik Saarkoppel

Foton: s6: Jenny Svennås-Gillner, s14, 22: Viktor Wränge, s32: Eva Kylberg, s37: Julio Gonzale, s43: iStock, s62: Märten Svensson, s64 iStock. Övriga foton kommer från Pixabay.

ISBN nummer: 978-91-576-9803-2 (elektronisk), 978-91-576-9804-9 (tryckt)






DOI: <https://doi.org/10.54612/a.4raa57avkq>

Copyright ©: CC BY-NC-ND 4.0 Internationell

Detta verk är licensierat under Creative Commons erkännande, ickekommersiell, inga bearbetningar, 4.0 Internationell. <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/deed.sv>

SLU Future Food

SLU Future Food är en plattform som stimulerar och utvecklar tvärdisciplinär forskning och samverkan för ekonomiskt, ekologiskt och socialt hållbara livsmedelssystem..

-  www.slu.se/futurefood
-  SLU Future Foods nyhetsbrev
-  @SLUFutureFood
-  Feeding your mind
-  futurefood@slu.se



SCIENCE AND
EDUCATION **FOR**
SUSTAINABLE
LIFE

Sammanfattning

Denna rapport sammanfattar det vetenskapliga kunskapsläget när det gäller ämnet *en hållbar kost och hållbar matkonsumtion*. En hållbar kost kan definieras som en kost som främjar individers hälsa och välbefinnande, har en låg miljöpåverkan, är tillgänglig, prisvärd, säker och, rättvis, samt kulturellt acceptabel. Tyngdpunkten i den här rapporten ligger på miljöeffekter kopplade till svensk matkonsumtion. En kosts miljömässiga hållbarhet kan utvärderas på flera sätt. Ett vanligt sätt är att först beräkna eller sammanställa miljöpåverkan per kg från de livsmedel som ingår i kosten och sedan multiplicera dessa med den mängd livsmedel som ingår i kosten under en viss tidsperiod. Man kan studera enskilda individers kost, den genomsnittliga kosten för olika grupper inom befolkningen eller befolkningen i stort. Man kan också studera miljöpåverkan från olika teoretiska eller typiska kostmönster, till exempel en kost som är utformad för att minska miljöpåverkan eller en typisk vegetarisk eller vegansk kost. Vad som är relevant att studera beror på vilken frågeställning man vill ha svar på. Huruvida en viss kost är hälsosam eller inte kan studeras i epidemiologiska studier eller genom att jämföra kosten mot kostrekommendationer per livsmedelsgrupp och/eller innehållet av olika näringsämnen. Sociala aspekter kopplade till olika kostmönster är ofta mer svårstuderade och det finns få studier på detta område.

Produktion av livsmedel påverkar miljön på många olika sätt. De flesta studier som utvärderat miljöpåverkan från kosten beaktar endast ett fåtal miljöaspekter, vanligtvis klimat, markanvändning och vattenanvändning. För att belysa fler viktiga aspekter kring en kosts miljöpåverkan, samt fånga eventuella målkonflikter, kan det vara bra att använda fler indikatorer och/eller komplettera med ytterligare analyser. I rapporten presenteras en rekommendation från en grupp internationella experter att utöver klimatpåverkan och vattenanvändning, även inkludera påverkan på biologisk mångfald från markanvändning (snarare än bara markanvändning som en indikator för

hur *mycket* mark som används), toxiska effekter från användning av bekämpningsmedel samt exploatering av vilda fiskebestånd.

För att resultat från hållbarhetsutvärderingar ska bli användbara i olika beslutssituationer måste förenklingar ofta göras, till exempel genom att välja ut ett fåtal indikatorer, eller genom att slå ihop olika indikatorer till index eller på annat sätt aggregera resultaten. Exempel på hur det kan göras redovisas i rapporten. Det finns flera utmaningar när det gäller att göra en sammanvägd bedömning av vad som är hälsosamma och hållbara livsmedel och kostmönster. Dels är det en utmaning att välja ett begränsat, men tillräckligt, antal relevanta indikatorer. Sedan ska indikatorerna på något sätt räknas samman och viktas, och för bäst resultat även jämföras mot något slags referensvärde för vad som är ”högt” och ”lågt” för olika indikatorer. Oundvikligen så innebär bedömningar av vad som är hållbara livsmedel och kosten en rad normativa beslut som kommer att påverka resultaten. Verktyg måste också anpassas till olika användare och sammanhang för att vara användbara och relevanta.

På den svenska livsmedelsmarknaden finns det tiotusentals olika livsmedel. Det är ett mycket stort arbete att beräkna miljöpåverkan från alla dessa med stor noggrannhet och sedan hålla dessa beräkningar uppdaterade. Därför får man ofta nöja sig med ungefärliga värden för olika livsmedelsgrupper och råvaror när man ska beräkna miljöpåverkan från olika kosten. Ofta räcker det långt för att få en uppfattning om vad som är stort och smått i kostens miljöpåverkan.

I denna rapport redovisas miljöberäkningar från SAFAD-verktyget (<https://safad.se/>), ett webbaserat verktyg för att räkna miljöavtryck för ett stort antal råvaror och livsmedel. Dessa (och andra) beräkningarna visar att majoriteten av växtbaserade råvaror har betydligt lägre klimatavtryck än animaliska livsmedel. För tillfört nytt kväve och fosfor, som används som grova indikatorer för övergödning, ser mönstret

liknande ut, det vill säga högre påverkan för animalieråvarorna generellt än för de växtbaserade. Detta beror på den stora mängd foder som används i animalieproduktionen. Foderproduktionen innebär en stor tillförsel av kväve via kvävefixerande växter och mineralgödsel. En betydande del av detta kväve och fosfor läcker ut från jordbrukssystemet och orsakar skada i ekosystem på land och i vatten. För typiska maträtter kommer mellan 50–95 procent av utsläppen av växthusgaser från jordbruksproduktionen, medan resten utgörs av utsläpp från förädling, tillagning, paketering och transport.

De flesta frukter, grönsaker och rotfrukter samt mjölk har hög avkastning per ytenhet och får på så sätt en låg åkermarksanvändning per kg produkt. För nötter, men även baljväxter, är det stor variation i hur mycket åkermark som krävs för att producera ett kg och variationen beror på variation i skörd. Kött från idisslare har ofta en hög åkermarksanvändning i jämförelse med övriga råvaror. Det beror på att idisslare äter mycket foder som till stor del odlas på åkermark. I Sverige sker också en stor del av betet på åkermark (i stället för betesmark), speciellt inom mjölkproduktionen. Hög åkermarksanvändning behöver dock inte bara vara negativt. Det beror på var och hur användningen sker. Vissa vilda djur- och växtarter är knutna till jordbrukslandskapet så bevarande av åkermark i vissa regioner kan vara viktigt för den biologiska mångfalden. För blåvattenkonsumtion, bekämpningsmedelsanvändning och biologisk mångfald från markanvändningen är det inte samma generella skillnad i miljöpåverkan mellan kött från idisslare och andra råvaror. Generellt kräver produktion av nötter mycket bevattning och blåvattenkonsumtionen blir hög per kg råvara. Vattenkonsumtionen per kg gröda är också ofta betydligt högre i varma länder. Även bekämpningsmedelsanvändningen är hög för nötter, här är dock data mycket osäkra. Hur stor påverkan på biologisk mångfald från markanvändningen blir beror dels på hur mycket mark som produktionen kräver, samt var produktionen sker. Högst påverkan av alla råvaror har lammkött från Nya Zeeland,

Grekland, Spanien och Italien. Lammkött från Nordeuropa (inklusive Sverige) har betydligt lägre negativ påverkan på biologisk mångfald från markanvändningen och bidrar också med positiva värden om betet sker på naturbetesmark. Andra råvaror som orsakar stor negativ påverkan på den biologiska mångfalden från markanvändningen är lågavkastande grödor från Sydeuropa (till exempel nötter och baljväxter från Spanien) eller produkter från tropiska regioner (till exempel kaffe från Indonesien, Peru, Indien och Brasilien, och kokosnöt från Filippinerna, Indonesien och Indien, samt bananer från Ecuador och Costa Rica).

Den svenska kostens klimatpåverkan har studerats i ett flertal studier och resultaten visar att klimatpåverkan från den svenska medelkosten för den vuxna befolkningen ligger i spannet 1,8 till 2,2 ton CO₂-ekvivalenter per person och år, vilket är högt i ett internationellt perspektiv. Även för annan miljöpåverkan har den svenska kosten en relativt hög påverkan.

För att minska miljöpåverkan från maten behövs en rad åtgärder. Forskning visar att det är svårt att nå klimat- och miljömål utan en kombination av åtgärder. Det finns ett antal övergripande strategier som är nödvändiga:

1. **Förbättra livsmedelsproduktionen** genom att öka produktiviteten, införa olika typer av tekniska lösningar och använda bästa möjliga management
2. **Värna ekosystemen** genom att förhindra ytterligare avskogning i regioner där den biologiska mångfalden påverkats negativt av avskogning, samt värna jordbrukslandskapet diversitet och biologisk mångfald
3. **Förändra konsumtionsmönstren** genom att minska konsumtionen av animaliska produkter, minska överkonsumtionen, öka konsumtion av ekologiska produkter, minska konsumtion av råvaror från känsliga tropiska regioner, välja fisk från hållbara bestånd och kött från djur som bevarar biologiskt och kulturellt värdefull naturbetesmark
4. **Minska svinn och förluster** i alla led

Innehåll

| | |
|--|-----------|
| Förord | 5 |
| 1. Varför denna skrift? | 7 |
| 2. Vad är en hållbar kost? | 9 |
| 3. Hur kan kosters hållbarhet utvärderas? | 15 |
| 4. Vilka indikatorer bör användas för att utvärdera miljömässigt hållbara kosten? | 23 |
| 5. Hur kan olika indikatorer kombineras och användas? | 35 |
| 6. Vad vet vi om miljöpåverkan från olika livsmedel? | 41 |
| 7. Hur står det till med den svenska kosten? | 54 |
| 8. Hur gör vi kosten mer hållbar? | 65 |
| Referenser | 73 |





Förord

Denna skrift sammanfattar på ett populärvetenskapligt sätt kunskap om hållbarhetsfrågor från vår livsmedelskonsumtion med tyngdpunkt på miljöpåverkan från den mat som konsumeras i Sverige.

Rapporten är finansierad av Naturvårdsverket inom ramen av projektet *”Mot ett hållbart svenskt livsmedelssystem - en kunskapssyntes om miljöeffekter och policyalternativ”* (diarenr: 2020-00076) samt av SLU Future Food vid Sveriges lantbruksuniversitet inom ramen för projektet *”Mjolk och växtbaserade alternativt till mjölk – vad har de för roll i en hållbar kost?”*.

Rapporten riktar sig till alla som är intresserade av hur det vi äter påverkar vår miljö och andra hållbarhetsaspekter. Vi hoppas att den ska kunna bringa klarhet i en komplex fråga.

Uppsala 2024-04-18

Elin Rööf, Ylva Ran och Emma Moberg



1. Varför denna skrift?

Att äta och njuta av mat och att umgås kring måltider är centralt för alla mänskliga kulturer. Jordbruk och fiske, förädling av livsmedel samt tillagning och försäljning av livsmedel i dagligvaruhandeln, storkök och restauranger ger också ett stort antal människor sin försörjning. Konsumtion och produktion av livsmedel påverkar många hållbarhetsaspekter – både positivt och negativt. Till de negativa aspekterna hör livsmedelsproduktionens stora påverkan på miljön. Cirka 30 procent av de globala växthusgasutsläppen (Crippa m.fl., 2021) och 70 procent av den globala färskvattenanvändningen kan kopplas till produktionen av livsmedel (Willett m.fl., 2019). Världens jordbruk använder cirka 40 procent av den isfria markytan (FAO, 2023), vilket tränger undan naturliga ekosystem och hotar många växt- och djurarter och andra organismer. Samtidigt producerar dagens jordbruk stora mängder mat som gör att de som har råd att köpa den har tillgång till en mycket varierad kost under hela året. Jordbruk som bidrar till varierade landskap och bevarande av betesmarker, åkerholmar, öppna diken och murar med mera är viktigt för den biologiska mångfalden och har även stora estetiska värden (Eriksson, 2022).

Globalt produceras tillräckligt med mat för att alla jordens människor ska kunna äta sig mätta, men tyvärr är maten ojämnt fördelad. Medan två miljarder människor lider av övervikt, har 2,4 miljarder människor världen över inte tillräcklig tillgång till näringsrik mat (FAO m.fl., 2022; Ng m.fl., 2014). Tidigare drabbades och dog människor framför allt av smittsamma sjukdomar såsom pest, kolera och tuberkulos, men tack vare framsteg inom sjukvården går dessa sjukdomar nu ofta att bota. I stället är det nu så kallade icke-smittsamma sjukdomar såsom hjärt-kärlsjukdom, cancer och diabetes som ett växande

hälsoproblem. I takt med att länder industrialiseras, människor blir rikare och vi lägger oss till med vanor såsom intag av alkohol, användning av tobak och fysisk inaktivitet ökar risken för dessa sjukdomar. Vad vi äter har också stor inverkan på den totala sjukdomsburden. Kosten i de flesta länder i västvärlden, och även Sverige, innehåller för litet frukt, grönsaker, fullkorn, nötter och fröer och för mycket salt, mättat fett och socker, vilket bidrar till kostrelaterad ohälsa (Murray m.fl., 2020).

Ju mer resurskrävande och ohälsosam mat vi äter desto större press sätter vi på både jordens livsuppehållande system och samhället. Diskussionen är därför livlig kring att vi borde äta mer hållbart. Men vad innebär det egentligen att äta hållbart och vad är en hållbar kost? På den frågan går det att ge ett relativt enkelt svar, men svaret kan också göras hur komplicerat som helst. Mer specifikt, vad är miljöpåverkan från den svenska kosten och hur kan den mätas?

Syftet med den här rapporten är att, på ett populärvetenskapligt sätt, sammanfatta det vetenskapliga kunskapsläget när det gäller ämnet *en hållbar kost och hållbar matkonsumtion*. Tyngdpunkten ligger på miljöeffekter kopplade till den svenska matkonsumtionen. Vi beskriver hur miljöeffekter från det vi äter kan uppskattas, vilka indikatorer som finns och bör användas, samt vilken data som finns tillgänglig idag. Vi exemplifierar hur olika miljöaspekter kan beaktas sammantaget i olika praktiska tillämpningar, vi visar översiktligt miljöpåverkan från olika livsmedelsgrupper och vi zoomar in på hur det står till med miljöpåverkan från den svenska kosten. Vi avslutar med att redovisa vad forskningen säger om hur vi kan göra kosten mer hållbar.



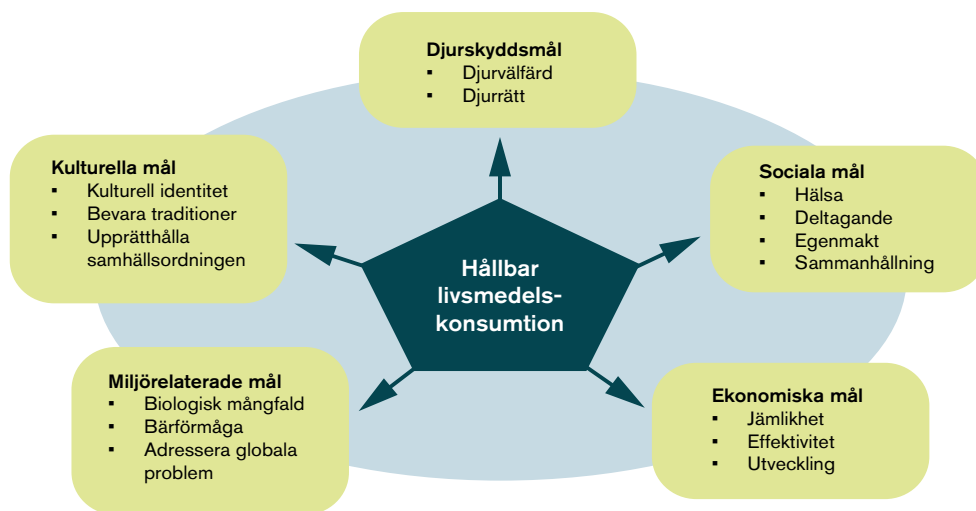
2. Vad är en hållbar kost?

Det finns många sätt att definiera en *hållbar kost*. En av de mer vedertagna definitionerna kommer från FN:s jordbruksorgan FAO och världshälsoorganisation WHO och lyder: “Hållbara kostvanor främjar alla dimensioner av individens hälsa och välbefinnande; har en låg miljöpåverkan; är tillgängliga, prisvärda, säkra och, rättvisa; samt är kulturellt acceptabla” (FAO & WHO, 2019). Definitionen preciseras med hjälp av 16 påståenden som berör hälso- och miljöaspekter samt sociokulturella aspekter (Figur 2.1).

Definitionen av en hållbar och hälsosam kost från FAO och WHO, samt andra liknande definitioner, är breda begrepp som innefattar många dimensioner. Trots detta kan det finnas ännu fler aspekter som kan anses vara väsentliga att inkludera. Viktiga aspekter som saknas i FAO:s och WHO:s definition är till exempel vikten av att upprätthålla jordbruksmarkens bördighet och långsiktiga produktionsförmåga, och att livsmedelssystemet är resiliент, det vill säga att det klarar att fortsätta fungera trots att det utsätts för



Figur 2.1. Definition av en hållbar och hälsosam kost. Baserad på bild från (FAO & WHO, 2019).



Figur 2.2. Perspektiv på hållbar livsmedelskonsumtion från Vinnari och Vinnari (2014) där djurvålfärd och kulturella aspekter bildar egna dimensioner.

olika typer av förändringar och chocker (Moberg & Simonsen, o.d.). En annan aspekt är djurvålfärd som inte alltid inkluderas explicit i definitioner av en hållbar kost. Något som gör livsmedelssystemet unikt är att ett mycket stort antal levande varelser används – år 2021 slaktades globalt 1,4 miljarder grisar, 1,1 miljard getter och får, 330 miljoner nötkreatur och över 74 miljarder kycklingar (FAO, 2023). Hur många djur som krävs och hur dessa har det under sin livstid påverkas i allra högsta grad av vilken kost vi äter. Vinnari och Vinnari (2014) föreslår därför att djurens välmående borde inkluderas som en egen hållbarhetsdimension jämte miljömässig, social och ekonomisk hållbarhet. Samma författare föreslår också att kulturell hållbarhet lyfts ut från den sociala för att utgöra ett eget perspektiv (Figur 2.2).

För att vi ska kunna utvärdera olika kosters hållbarhet behöver varje aspekt som inkluderas

definieras i mer detalj. För *hälsoaspekter* spelar det roll hur man definierar hälsa, och på vilken nivå denna avses, till exempel för enskilda individer, för befolkningen i ett land som helhet eller globalt. Hälsa mäts ofta som frånvaron av sjukdom¹, trots att hälsobegreppet ofta anses innehålla mer än så, till exempel god upplevt fysiskt och socialt välbefinnande (WHO, o.d.). Det är svårt att relatera enskilda livsmedel eller kostmönster till sjukdomsutfall, eftersom förekomsten av sjukdom har många orsaker, inte minst arvsanlag. Mycket och gedigen forskning visar dock att en kost med mycket fullkorn, baljväxter, frukt och grönsaker, en del fisk och mejeriprodukter och begränsade mängder alkohol, rött kött, chark, socker och salt minskar risken för många sjukdomar (Blomhoff m.fl., 2023).

Miljöaspekter handlar om den miljöpåverkan som orsakas av att producera, transportera, förädla,

¹Sjukdomsförekomst mäts i form av mortalitet och morbiditet. Mortalitet innebär hur många som dör av ett visst tillstånd eller sjukdom, medan morbiditeten snarare handlar om att mäta förekomsten av sjukdom i samhället. Morbiditet kan antingen mätas genom prevalens eller incidens, där prevalensen är förekomsten av sjukdom vid en given tidpunkt, till exempel 500 000 hade diabetes i Sverige 2017. Incidensen är hur många som insjuknar under en given tidsperiod (ofta ett år), till exempel 30 personer per 100 000 insjuknar i typ 1 diabetes i Sverige varje år.

tillaga och förpacka de livsmedel som ingår i kosten. Livsmedelsproduktionen påverkar miljön på många olika sätt. Klimatet påverkas till följd av växthusgasutsläpp från marker och djur, från avskogning, samt från användning av energi i jordbruket och vid förädling, tillagning, transporter etc. Utsläpp av kväve och fosfor från åkrar och gödsellager orsakar övergödning av sjöar och hav. Användning av bekämpningsmedel leder till att toxiska ämnen hamnar i naturen. Överfiske leder till att fiskbestånd kraftigt påverkas och vattendragens ekosystem rubbas.

Sammantaget leder dessa olika typer av miljöpåverkan till att biologisk mångfald och ekosystem hotas. Exakt hur stor miljöpåverkan ett visst livsmedel eller en viss kost orsakar är dock svårt att säkerställa eftersom sambanden är komplexa och osäkerheterna stora. Miljöpåverkan varierar också betydligt mellan olika livsmedel och mellan olika platser. Globalt är det ett stort problem att jordbruket tar så mycket mark i anspråk, vilket ofta leder till stor förlust av biologisk mångfald när områden avskogas eller plöjs upp och sås med jordbruksgrödor. I Sverige är jordbruksmarkens utbredning inte det stora problemet utan att det moderna jordbruket förändrar landskapen till att bli mer ensidiga samt att marker av högt biologiskt värde, men med begränsat värde för matproduktion, istället används för odling av produktionsskog. Flera av Sveriges hotade arter återfinns i jordbrukslandskapet. När landskapselement som diken, åkerholmar och betesmarker försvinner, och fälten blir större och landskapen mer ensidiga, har dessa arter svårt att överleva (se mer om detta i Fördjupningsruta 2 och 3). Även om det svenska jordbrukets markanvändning inte är ett problem i sig så bidrar svensk matkonsumtion till globala miljöproblem i allra högsta grad genom att vi importerar livsmedel och djurfoder från områden där avskogning och annan negativ miljöpåverkan är ett hot mot värdefulla ekosystem. Förutom hälso- och miljöaspekter inbegriper begreppet en hållbar kost också många



sociokulturella aspekter (Figur 2.1). För många sådana aspekter kan det vara svårt att avgöra huruvida en specifik kost lever upp till sådana mål, eftersom orsakssambanden är indirekta och vaga. Enligt FAO:s och WHO:s definition ska hållbara kosten vara *kulturellt acceptabla, tillgängliga, ekonomiskt rättvisa och prisvärda*. Vad avses då med detta? Hur är till exempel en kost som främjar jämlikhet? Här är den vetenskapliga litteraturen betydligt mer underutvecklad än när det gäller hälsa och miljö². De studier som inkluderat aspekten att kosten ska vara *kulturellt acceptabel* mäter ofta detta genom att studera hur mycket kosten avviker från hur människor äter idag (Perignon m.fl., 2016). Vad gäller att en hållbar kost ska vara *tillgänglig* och *prisivärd* handlar det till exempel om att människor ska ha möjlighet att köpa maten i den hållbara kosten. För att avgöra det måste vi bestämma hur mycket av våra inkomster som vi tycker det är rimligt att lägga på mat. I FAO:s och WHO:s definition ingår även minskat matsvinn som en sociokulturell aspekt (Figur 2.1). Cirka 17 procent av den mat som produceras globalt slängs eller förloras i livsmedelskedjan idag vilket innebär ett resursslöseri och utsläpp av växthusgaser och annan miljöpåverkan i onödan (UNEP, 2021).

Ett annat exempel på ett ramverk som kan användas för att utvärdera hållbara kosten

²Harrison m.fl. (2022) fann i en översiktstudie att de aspekter av en hållbar kost som hittills studerats mest i den vetenskapliga litteraturen var inriktade på miljöpåverkan följt av hälsopåverkan. Vanligast var klimatpåverkan som inkluderats i 77 studier, följt av vattenanvändning i 47 studier, ett index för hälsosamt kostintag i 47 studier och markanvändning i 36 studier. Socio-kulturella aspekter studerades inte i samma utsträckning men kostnaden för kosten utvärderades i 24 studier.

kommer från EAT-Lancet-kommissionen (Willett m.fl., 2019). I detta arbete föreslås en universell hälsosam referenskost i form av rekommenderade konsumtionsintervaller för olika livsmedelsgrupper baserat på forskning kring vad som utgör en hälsosam kost. Referenskosten består till stor del av grönsaker, frukt, fullkorn, baljväxter, nötter och omättade oljor samt en måttlig mängd skaldjur och kyckling. Kosten inkluderar däremot bara en liten mängd rött respektive processat kött, tillsatt socker, raffinerade spannmål och stärkelsesrika grönsaker (Tabell 2.1). Denna kost liknar de kostmönster som rekommenderas av till exempel Livsmedelsverket (Livsmedelsverket, 2024) eller i de nordiska näringsrekommendationerna (Blomhoff m.fl., 2023), även om referenskosten från EAT-Lancet-kommissionen innehåller ännu mindre rött kött än vad som till exempel rekommenderas i de nordiska näringsrekommendationerna (max 350 g rött kött i veckan mot cirka 100 g i EAT-Lancet).

EAT-Lancet-kommissionen föreslår också ett antal miljömässiga *planetära gränser* för livsmedelssystemet. Gränserna sattes för sex områden som motsvarar avgörande

Tabell 2.1. En hälsosam referenskost. Från EAT-Lancet-kommissionen (Willett m.fl., 2019).

| Livsmedelsgrupp | Intag, gram per dag (intervall inom parantes) |
|----------------------------------|---|
| Fullkorn av ris, vete, majs etc. | 232 |
| Potatis och cassava | 50 (0-100) |
| Grönsaker | 300 (200-600) |
| Frukt | 200 (100-300) |
| Mejeriprodukter | 250 (0-500) |
| Nöt-och lammkött | 7 (0-14) |
| Gris | 7 (0-14) |
| Kyckling | 29 (0-58) |
| Ägg | 13 (0-25) |
| Fisk | 28 (0-100) |
| Baljväxter och nötter | 125 (0-225) |
| Palmojla | 6,8 (0-6,8) |
| Omättade oljor | 40 (20-80) |
| Ister och talj | 5 (0-5) |
| Socker | 31 (0-31) |

Tabell 2.2. Gränsvärden för global påverkan från livsmedelssystemet på sex livsuppehållande processer. Från EAT-Lancet-kommissionen (Willett m.fl., 2019).

| Process | Kontrollvariabel | Gränsvärde | Osäkerhetsintervall |
|-------------------------------|--|---|---|
| Klimatförändring | Utsläpp av växthusgaser | 5 Gt CO ₂ -ekv. per år för metan och lustgas, och noll för CO ₂ | 4,7-5,4 |
| Kvävecykeln | Tillförsel av nytt kväve (mineralgödsel och fixering av baljväxter) till odlingssystemen | 90 Tg tillfört kväve per år | 65-90 (eller 90-130 om förbättringar i produktion görs) |
| Fosforcykeln | Tillförsel av ny fosfor (via mineralgödsel) till odlingssystemen | 8 Tg tillfört fosfor per år | 6-12 (eller 8-16 om förbättringar i produktion görs) |
| Färskvattenanvändning | Konsumtion av färskvatten till framför allt bevattning | 2500 km ³ per år | 1000-4000 |
| Förlust av biologisk mångfald | Utrotningstakt | 10 utrotningar per miljoner artår | 1-80 |
| Markanvändning | Användning av mark till åkermark | 13 miljoner km ² | 11-15 |

livsuppehållande processer på jorden – klimatförändring, kväve- och fosforcyklerna, användningen av vatten och mark, samt förlust av biologisk mångfald (Tabell 2.2). Dessa planetära gränser för livsmedelssystemet innebär att man kan jämföra miljöpåverkan från en viss kost mot absoluta gränser. Det vill säga att man kan illustrera när en kost kan sägas vara ”tillräckligt” hållbar. Det ska dock noteras att osäkerheterna här är mycket stora. Det är mycket svårt att avgöra vilken påverkan från människan de globala systemen klarar av utan stora negativa konsekvenser. För att definiera gränser för en viss sektor (här livsmedelssystemet) så behöver man också bestämma hur mycket maten ska få påverka miljön i förhållande till annat, till exempel energisystemen eller transportsektorn. Är det till

exempel rimligt att alla sektorer ska minska sina växthusgasutsläpp lika mycket? Ofta brukar man föredra att minska utsläppen där det är billigast. Vidare är viss miljöpåverkan högst lokal och vissa ifrågasätter om man ens kan sätta en gräns för till exempel global vattenanvändning i och med att hur en viss användning av vatten påverkar ekosystemen och/eller vattentillgången på en viss plats beror på lokala förhållanden. Liknande svårigheter finns även för de andra gränserna. Det finns alltså flera svårigheter att definiera gränser för livsmedelssystemet och det är förknippat med stora osäkerheter och normativa beslut som bygger på olika antaganden och avvägningar. Därför ska sådana här gränser tolkas med stor försiktighet och tas som en grov *indikation* på ungefär hur vi ligger till.



BANANER

OBS! SE URSPRUNGLAND PÅ LÅDAN/FÖRPACKNINGEN
Klass 1

KAMPANJVARA

1290

/kg

Jämförpris 12,90 kr/kg

vecka 16



VÄGSTATION

Välj symbolen för din vara. Ta ett skott på plånen och skanna av.

ROTFRUKTER

Dubbla pengarna tillbaka på Willys om du inte är nöjd med kvaliteten på varan.

VÄGSTATION

RÄTTVISEMÄRKTA
BANANER

2290

/kg



3. Hur kan kosters hållbarhet utvärderas?

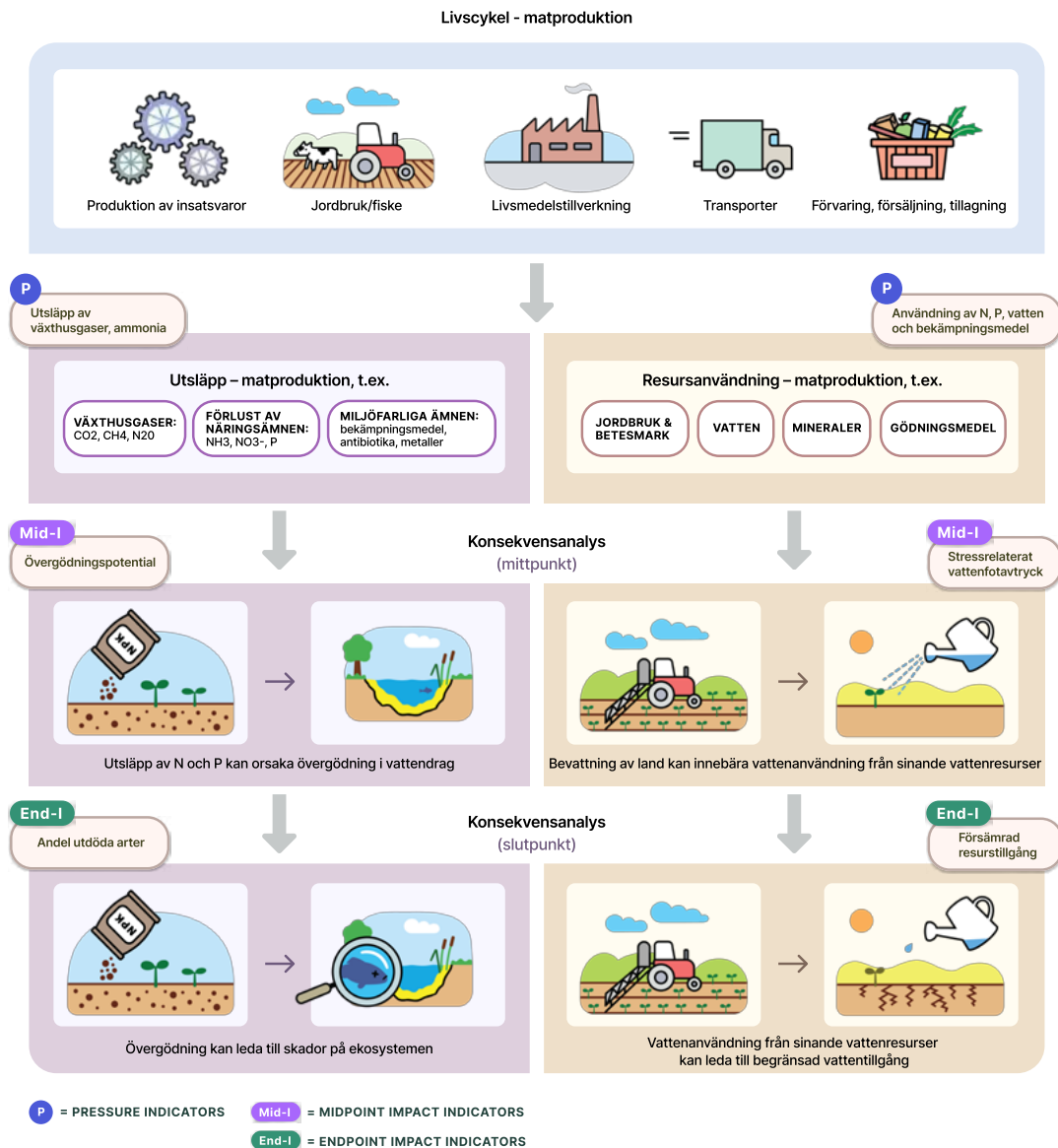
Att studera vad som är en *hälsomässigt hållbar* kost är ett stort vetenskapsfält som använder sig av en rad olika metoder. I *interventionsstudier* får försökspersoner äta vissa livsmedel som man vill undersöka hälsoeffekterna av och utfallet jämförs sedan mot en kontrollgrupp. I *epidemiologiska* studier undersöks samband mellan hur människor äter under lång tid med sjukdomsutfall. Av olika anledningar är det ofta svårt att dra precisa slutsatser om sambanden mellan olika kosten och hälsoutfallet. En svårighet är att isolera effekterna av just kosten. Resultaten från många olika studier sammanfattas sedan i systematiska översiktsstudier. Från denna och annan forskning vet vi sen ungefär hur mycket av olika näringsämnen vi behöver få i oss och vilka livsmedel som är förknippade med olika hälsoutfall. Baserat på denna kunskap kan man sedan utvärdera om en viss kost kan anses hälsosam genom att beräkna om den innehåller alla näringsämnen som behövs i tillräckliga mängder, och/eller att kosten innehåller en balanserad mängd av olika typer av livsmedel (till exempel tillräckliga mängder frukt, grönsaker och fullkorn, och inte för mycket salt och socker). Det finns också olika index eller poängsystem som kan användas för att bedöma hur hälsosam en kost är (Cowan m.fl., 2023).

När det kommer till att utvärdera kosters *miljömässiga hållbarhet* kan det göras på olika sätt. Miljöpåverkan från livsmedelssystemet, inklusive olika typer av kostmönster, går att studera genom att använda sig av modeller som beskriver hela jordbrukssystem (Fördjupningsruta 1). Man kan

också uppskatta miljöpåverkan från en kost genom att först beräkna eller sammanställa miljöpåverkan *per kg* från de livsmedel som ingår i kosten, och sedan multiplicera dessa värden med mängden livsmedel som ingår i kosten. En kost består av ett antal matvaror som konsumeras under en viss tidsperiod, det vill säga en mängd bröd, grönsaker, frukt, mjölk, kött, fisk etc. som konsumeras under en dag, en vecka eller ett år beroende på vilket tidsperspektiv man väljer att använda. Man kan studera enskilda individers kost, olika grupper inom befolkningen eller befolkningen i stort. Man kan också studera miljöpåverkan från olika teoretiska eller typiska kostmönster, till exempel en kost som är utformad för att minska miljöpåverkan eller en typisk vegetarisk eller vegansk kost.

För att beräkna miljöpåverkan *per kg* för olika livsmedel används oftast livscykelanalys (LCA) eller så kallade miljöavtryck (Aldaya m.fl., 2021; Harrison m.fl., 2022). I sådana analyser kartläggs miljöskadliga utsläpp och den förbrukning av resurser (till exempel energi, mark, vatten etc.) som sker för att producera, tillaga och avfallshandera en viss produkt (Figur 3.1). För ett livsmedel ingår utsläpp som sker i jordbruket till exempel från mark, djur och gödsel, samt de utsläpp och den förbrukning av resurser som sker vid tillverkning och transporter av insatsvaror, i huvudsak gödsel och energi. För ett livsmedel ingår även förädling, förpackning, lagring, transporter, tillagning och avfallshantering i en fullständig livscykelanalys.

³En systematisk översiktsstudie är en typ av litteraturoversikt som följer en specifik metodologi och sammanställer all tillgänglig forskning inom ett specificerat och avgränsat område (Karolinska Institutet, 2023). Till exempel kan en översiktsstudie sammanfatta och analysera effekterna av att konsumera ett visst livsmedel eller näringsämne på vissa hälsoutfall. Systematiska översiktsstudier kan innehålla en metaanalys, där statistiska metoder används för att kombinera data från flera studier för att kvantitativt bedöma och analysera effekterna.



Figur 3.1. Illustration över miljöbedömning och exempel på indikatorer längs matproduktionens livscykel och orsaks-
verkankedja. Först kartläggs produktionskedjan och utsläpp och resursanvändningen från varje steg identifieras. Från
den data och med uppgifter om var utsläppen och resursuttaget sker kan så kallade Impact-indikatorer beräknas
som försöker uppskatta vilken effekt utsläppen och resursuttagen har. I livscykelanalys delar man på Midpoint och
Endpoint-indikatorer, vilka skiljer sig i var längs orsaks-verkankedjan effekten fångas.

Systemgränserna i en livscykelanalys kan dock anpassas efter syftet med studien. Om syftet är att jämföra olika produktionssystem inom jordbruket, till exempel påverkan av olika typer av foder till djur på samma typ av gård och för samma produkt (till exempel 1 kg griskött), kan gränsen sättas

vid gårdsgrunden eftersom efterföljande led är samma och inte påverkar jämförelsen. På samma sätt utesluts ofta transporten hem från butiken, tillagning och avfallshantering ur miljöavtryck som används för kostberäkningar. Dels är det svårt att veta hur transporten sker, till exempel

om transport till hemmet sker i bil eller på cykel och hur mycket mat som transporteras, dels skiljer sig inte miljöavtrycket för dessa steg sig nämnvärt mellan olika livsmedel och att utesluta dessa steg påverkar således inte jämförelsen mellan olika typer av kosten. Det finns dock fall när miljöpåverkan från leden efter butiken kan skilja sig en del mellan olika kostmönster, till exempel kan en kost med hög proteinhalt leda till större utsläpp när det mänskliga avfallet ska hanteras i reningsverken (Wang m.fl., 2019).

LCA-metoden har standardiserats enligt ISO (2006a, 2006b) men standarden är flexibel för att passa olika tillämpningar av LCA och tillåter därför att analysen görs på många olika sätt. Det gör det svårt att jämföra resultat från olika studier och databaser. Förutom ISO-standarderna har flera andra LCA-standarder utvecklats som dels fokuserar på enskilda miljöaspekter, dels på enskilda produkter eller produktgrupper (BSI, 2008; IDF, 2022). Exakt hur man väljer att räkna och vilka metoder man använder kan påverka resultaten ganska mycket. Ofta finns det inget rätt eller fel utan olika metoder ger helt enkelt varierande resultat. Därför ska man inte tolka in för mycket i enskilda siffror eller små skillnader mellan produkter, utan istället titta på vad som

bidrar till stor eller liten miljöpåverkan i relation till andra livsmedelsgrupper och lyfta fram var de stora skillnaderna finns (mer om detta i kapitel 6 och 7).

Inom EU pågår ett stort arbete att standardisera beräkningar av produkter och tjänsters miljöavtryck inom ramen för Product Environmental Footprint (PEF) (Europakommissionen, o.d.). PEF-metoden bygger på de generella ISO-standarderna för LCA-beräkningar (ISO 2006a, 2006b), men har vidareutvecklats och specificerar bland annat användningen av 16 olika miljöpåverkanskategorier. Baserat på den generella PEF-standardens så kallade ”product category rules” (PCR) tagits fram för olika produkter eller produktgrupper såsom mejeriprodukter, pasta, öl och vin (European Commission, o.d.). Av flera anledningar är dock PEF-standardens inte speciellt användbar när det gäller att beräkna *kosters* miljöpåverkan. Dels finns inte PCRer för alla livsmedelsgrupper ännu, metoderna som beskrivs i PCRerna är olika för olika livsmedel, och en del av de indikatorer som föreslås går inte att beräkna för alla livsmedel i en hel kost (mer om det i kapitel 4).





LCA-metodik kan skiljas från det som kallas miljöavtryck (till exempel vattenavtryck, klimatavtryck), men det finns också en hel del överlapp mellan metoder och terminologi (Ran m. fl., 2024). Generellt fokuserar *miljöavtryck* på att utvärdera utsläpp och resursförbrukning medan *LCA-beräkningar* ofta går ett steg längre och försöker uppskatta den potentiella *miljöpåverkan* från utsläpp och resursförbrukning (Vanham m. fl., 2019). Klimatavtrycket ("carbon footprint" på engelska) är ett exempel på ett miljöavtryck, men enligt hur det definieras i ISO-standarderna (ISO, 2018) så är det precis samma sak som ett LCA-resultat för klimatpåverkan. För uttrycket "vattenavtryck" eller "vattenfotavtryck" ("water footprint" på engelska) är det dock litet mer förvirrande. Uttrycket används både för att beskriva mängden vatten i liter som konsumeras i produktionen av en viss produkt (Hoekstra, 2015; Mekonnen & Gerbens-Leenes, 2020) och exakt samma uttryck används också i en ISO-standard (ISO, 2014) för att kvantifiera vattenanvändning, men här innehåller vattenavtrycket också en bedömning av den negativa påverkan som en viss vattenanvändning har. I strikt mening inbegriper alltså begreppet miljöpåverkan ("environmental impact" på engelska) att man gjort någon slags bedömning av den påverkan som utsläppen eller resursanvändningen lett till, inte att man endast

kvantifierat hur stora utsläppen är eller hur mycket mark eller vatten som används för att producera 1 kg av en produkt. Sådana uppskattningar kallas då vanligen *miljöavtryck* eller *miljöfotavtryck* ("environmental footprint" på engelska), till exempel mark- eller vattenfotavtrycket. Dock används miljöpåverkan bredare på svenska och i denna rapport använder vi det för både LCA-resultat som innehåller någon slags bedömning av miljöpåverkan och miljöavtryck/fotavtryck.

Inom LCA finns en mängd olika metoder för att uppskatta själva *miljöpåverkan* som utsläppen eller resursanvändningen innebär. Metoderna skiljer sig till exempel åt i fråga om de undersöker miljöpåverkan globalt eller på en viss plats. För vissa miljöaspekter som klimatpåverkan spelar det ingen roll var utsläppen sker eftersom påverkan på klimatet sker globalt. För andra miljöaspekter kan det däremot spela stor roll om miljöpåverkan till följd av utsläpp och resursanvändning undersöks med en global eller platsspecifik metod (Finnveden m. fl., 2009). Miljöpåverkan från vattenanvändning kan till exempel utvärderas utifrån tillgängligheten av vatten globalt, nationellt eller lokalt. Eftersom vattenbrist kan variera stort inom ett land bör miljöpåverkan från vattenanvändning helst utvärderas genom att ta hänsyn till tillgängligheten



FÖRDJUPNINGSRUTA 1:

Modellera både konsumtion och produktion

Ett vanligt sätt att beräkna miljöpåverkan från en kost är att multiplicera mängden ingående livsmedel under till exempel ett år med miljöpåverkan för de olika livsmedlen. Förenklat kan detta för klimatpåverkan innebära att man multiplicerar mängden nötkött i kosten under ett år med klimatavtrycket för nötkött, mängden griskött med klimatavtrycket för griskött och så vidare för alla livsmedelsgrupper. Slutligen summeras alla dessa poster och vi får ett mått på klimatpåverkan för kosten som studeras. På liknande sätt kan andra indikatorer såsom markanvändning, vattenanvändning, övergödning etc. beräknas.

En begränsning med denna metod är att den inte beaktar kopplingar mellan produkter. Till exempel går det ju inte att producera mjölk utan att också producera kött, eller inälvor utan att producera ett helt djur. Man behöver också dela upp utsläpp från system som producerar mer än en produkt (till exempel från mjölkproduktionen som ger både mjölk och kött) och den uppdelningen kan göras på flera olika sätt vilket gör att resultaten varierar beroende på hur det görs. En annan begränsning är att man med ovanstående metod inte heller tar hänsyn till förutsättningar för att producera olika typer av livsmedel på olika platser.

Även om det går att räkna ut miljöpåverkan från till exempel en lakto-ovo-vegetarisk kost med LCA-data såsom beskrivs ovan så beaktas ju då inte vad som händer med köttet som oundvikligen produceras i mjölkproduktionen och som inte ingår i den vegetariska kosten. Om man studerar befintliga koster för att få en uppfattning om vad som är stor och liten miljöpåverkan och hur påverkan ser ut just nu, är detta inte ett så stort problem. Men om man vill göra scenarier för framtiden och ge rekommendationer för framtida kostförändringar på stor skala kan det vara bättre att i stället inkludera både produktionen och konsumtionen i samma modell

så att kopplingar mellan olika produkter och produktionsförutsättningar kan beaktas.

Ett exempel på en sådan matsystemstudie beskrivs i Rööös m.fl. (2015b) och Rööös m.fl. (2016). Studien utgick från frågeställningen: *Om kött- och mjölkproduktionen begränsas till bete och restprodukter – blir det då en hållbar kost?* Författarna utgick ifrån den svenska betes- och åkermarken och beräknade hur mycket av olika animaliska livsmedel som skulle kunna produceras i Sverige om antalet djur begränsades till de som behövs för att beta nuvarande naturbetesmarker och äta upp de restprodukter som uppstår i livsmedelsindustrin. Åkermarken skulle också räcka till att producera den mesta av frukten och grönsakerna som behövs i en hälsosam kost, samt tillräckligt med spannmål, baljväxter och oljväxter för att täcka näringsbehovet. Utifrån detta beräknade man sedan hur denna kost påverkade miljön, till exempel hur stor klimatpåverkan blev, men då genom att beräkna utsläppen från hela jordbruket sammantaget. I denna studie utgick man alltså från vilka mark- och foderresurser som finns tillgängliga för att beräkna hur kosten då skulle se ut. Man undvek också att behöva dela upp miljöpåverkan mellan olika produkter genom att räkna på hela jordbrukets miljöpåverkan.

Denna studie har följts upp på nordisk nivå (Karlsson m.fl., 2018; Karlsson & Rööös, 2019) och det finns flertalet studier på global (till exempel Muller m.fl., 2017; Rööös m.fl., 2017a; Schader m.fl., 2015) och europeisk (till exempel Poux & Aubert, 2018; Rööös m.fl., 2017b; Rööös m.fl., 2022) skala. Ett annat exempel är den modell över det svenska jordbruket som utvecklats inom forskningsprojektet Mistra Food Futures (<https://mistrafoodfutures.se>) med vilken den totala påverkan från det svenska jordbruket baserat på en viss efterfrågan på livsmedel (det vill säga en viss kost för befolkningen samt de varor som ska exporteras) kan beräknas.

Med modelleringsstudier av den här typen undviker man alltså vissa problem som uppstår med kostberäkningar baserade på LCA- eller miljöavtrycksdata. Dock finns det begränsningar och svårigheter även med dessa studier. Eftersom mat och insatsvaror som foder, gödsel och bränsle till jordbruket idag handlas globalt behöver man egentligen ha med hela världen i sådana här modeller vilket är svårt och förknippat med stora osäkerheter. Eller så behöver man göra antaganden som att all mat produceras i ett visst område (till exempel inom landet) eller endast beräkna miljöpåverkan från delar av kosten. Ingen metod

eller modell är perfekt, eller kan fånga alla aspekter. Livsmedelsproduktionens miljöpåverkan är komplex, men genom att kombinera slutsatser och lärdomar från olika metoder kan vi lära oss mer om systemet. Både studier baserade på LCA-data och modelleringsstudier över hela livsmedelssystem pekar i samma riktning. Till exempel visar båda metoderna den stora klimatpåverkan som djurhållningen står för och hur viktigt det är att minska konsumtionen av animaliska livsmedel för att miljömål ska nås. Samt att minska svinn och förbättra produktionen – mer om detta i kapitel 8.

i ett specifikt avrinningsområde (Boulay & Lenoir, 2020). En annan skillnad mellan metoder för att utvärdera miljöpåverkan är vilken del av den så kallade *orsaks-verkandedjan* de fokuserar på (Fig 3.1). Till exempel kan miljöpåverkan från gödselanvändning utvärderas genom att studera övergödning av olika ekosystem (kallas Midpoint-indikatorer i LCA; Figur 3.1), eller gå ännu längre och försöka uppskatta vilka skador på djur, växtlighet och ekosystem som övergödningen kan tänkas leda till (kallas Endpoint-indikatorer i LCA; Figur 3.1) (Cosme & Hauschild, 2017). Mer om detta och vilka indikatorer som är lämpliga när man studerar just kosten beskrivs i kapitel 4.

Miljöpåverkan för olika livsmedel beräknas ofta utifrån *produktionen av 1 kg livsmedel*. På så sätt kan mängden livsmedel i en kost multipliceras med detta värde och kostens miljöpåverkan beräknas. Man behöver vara observant på vad som avses med ”1 kg livsmedel”, till exempel om det gäller råa eller tillagade livsmedel, eller om det är fisk och kött med eller utan ben etc. Ibland kan det också vara relevant att studera miljöpåverkan i relation till andra storheter, till exempel per energiinnehåll (till exempel per kilokalori) eller per kg protein. Man kan också jämföra miljöpåverkan relaterat till livsmedlets näringsindex. Att jämföra enskilda livsmedel mot varandra är dock inte alltid meningsfullt eftersom de inte alltid är jämförbara. Det går till exempel inte vare sig funktions- eller näringsmässigt att

ersätta kött med till exempel gurka, vilket också innebär att en jämförelse av enbart dessa två livsmedels relativa miljöpåverkan inte är särskilt relevant. Däremot blir det mer meningsfullt att jämföra olika livsmedel med samma funktion eller liknande näringsinnehåll. Olika grönsaker kan till exempel jämföras med varandra och kött kan jämföras med proteinrika livsmedel såsom baljväxter och spannmål. För att bättre kunna





uttala sig om hälso- och miljöeffekter från olika livsmedel är det därför ofta bättre att studera detta ur ett kostperspektiv, det vill säga att den totala effekten från hela kosten utvärderas. När det gäller hälsa är det lätt att förstå varför – det är inte vad man äter vid en specifik måltid eller dag som är av betydelse, utan det är vad vi konsumerar på lång sikt som påverkar hälsoutfallet. Men även för att utvärdera miljöpåverkan från maten vi äter är ett kostperspektiv att föredra, eftersom man då kan ta hänsyn till hur kosten som helhet påverkar, vilket är det som har betydelse.

När det kommer till *sociala hållbarhetsaspekter* har det under senare år utvecklats metoder för

att kvantifiera eller bedöma en produkts sociala påverkan (till exempel UNEP, 2020). Det kan till exempel handla om aspekter såsom rättvisa löner, arbetsvillkor, kulturarv m.m. (Zira m.fl., 2020). Andra aspekter handlar om att kosten ska var tillgänglig, till exempel inte för dyr, och kulturellt accepterad, till exempel inte avvika för mycket från nuvarande kostmönster (Figur 2.1). Det är ännu relativt ovanligt att sociala aspekter inkluderas i utvärderingen av hela kosten, då metoderna är underutvecklade och många aspekter högst subjektiva, normativa och föränderliga över tid.



4. Vilka indikatorer bör användas för att utvärdera miljömässigt hållbara koster?

För att uppskatta påverkan på olika hållbarhetsaspekter används ofta olika typer av indikatorer. En indikator är en mätbar variabel som används för att ge en representation av ett verkligt fenomen som inte är direkt mätbart. En indikator ger således ingen perfekt återspeglning av verkligheten och resultatet behöver därför tolkas med försiktighet och utifrån sitt sammanhang. Resultat från LCA i form av olika miljöpåverkanskategorier och miljövtryck är exempel på indikatorer för den påverkan som utsläpp och resursanvändning orsakar.

I detta kapitel diskuterar vi indikatorer som ofta används i studier av kosters miljömässiga hållbarhet. Vi fokuserar här på miljöindikatorer, även om begreppet en hållbar kost inkluderar såväl hälso-, miljö- och sociala aspekter (Figur 2.1). En kost består vanligtvis av ett stort antal livsmedel som kommer från många olika platser. Spårbarheten är ofta bristfällig, det vill säga det finns ofta bristfällig eller ingen information om varifrån maten kommer. Om kostdata till exempel kommer från kostundersökningar eller medicinska studier där deltagarna själva rapporterar hur mycket de äter så frågar man sällan var maten som äts kommer ifrån. Även om man skulle fråga om det i undersökningen så kan det vara svårt eller omöjligt för deltagarna att veta det, eftersom många livsmedel saknar information om ursprung eller består av råvaror från många olika platser. När man inte vet var maten kommer ifrån eller bara vilket land det kommer ifrån är det också svårt att veta hur produktionen gått till, till exempel hur mycket mark, vatten och energi som gått åt och hur stora utsläppen är och vilken påverkan de har på den specifika platsen. När man ska



bedöma miljöpåverkan från en hel kost är det därför inte möjligt och/eller meningsfullt att använda indikatorer som kräver att man har god kännedom om platsspecifika förhållanden. Man är hänvisad till att använda grövre indikatorer, så kallade proxy-indikatorer som mäter något som är relaterat till det man egentligen vill mäta. Till exempel är det svårt att mäta hur mycket övergödning som ett visst livsmedel orsakar men hur mycket kväve och fosfor som används i produktionen av olika råvaror finns det (viss) statistik över och då kan ”användning av kväve och fosfor” användas som en proxy-indikator för övergödning.

De flesta studier som analyserar miljöpåverkan från olika koster använder en eller ett fåtal indikatorer.

Ofta handlar det om kostens klimatpåverkan och/eller vatten- och markanvändning. Det kan dock behövas fler indikatorer för att fånga annan viktig miljöpåverkan eller uppmärksamma målkonflikter som kan finnas mellan olika typer av miljöpåverkan. I Ran m.fl. (2024) presenteras en rekommendation vad gäller vilka miljöindikatorer som bör användas för att fånga den viktigaste miljöpåverkan från en kost. Rekommendationerna togs fram av ledande internationella experter och kopplar till de planetära gränserna (Richardson m.fl., 2023). De viktigaste miljöaspekterna att få med för att fånga den största påverkan och illustrera målkonflikter inkluderar klimatpåverkan, användning av (blått) vatten, påverkan på biologisk mångfald från markanvändning, toxiska effekter från användning av bekämpningsmedel samt exploatering av vilda fiskebestånd. Rekommendationerna lyfter även ytterligare miljöaspekter som kan beaktas i mer omfattande utvärderingar. Rekommendationerna sammanfattas i Tabell 4.1.

Klimatpåverkan

För att uppskatta klimatpåverkan från olika livsmedel beräknar man hur stora utsläpp av växthusgaser som produktionen av livsmedlet

innebär. Det handlar om utsläpp från användning av fossila bränslen, samt från djur och mark. Påverkan från de olika växthusgaserna (framför allt koldioxid, metan och lustgas) viktas ihop till så kallade koldioxidekvivalenter (CO_2 -ekvivalenter) baserat på hur uppvärmande gasen är och hur länge den befinner sig i atmosfären. Indikatorn kallas på engelska Carbon Footprint och på svenska säger man ofta klimatavtryck eller helt enkelt bara klimatpåverkan. Det finns en specifik ISO-standard för att räkna ut just klimatavtrycket (ISO 14067; ISO, 2018).

Vanligtvis används Global Warming Potential (GWP) för att vikta metanets och lustgasens klimatpåverkan under (vanligtvis) 100 år, mot klimatpåverkan från motsvarande mängd koldioxid. Det finns dock flera andra metoder för att vikta ihop de olika gasernas påverkan med olika för- och nackdelar (läs mer om det i Röös, 2019, kapitlet Klimatpåverkan från metan). Det finns inget mått som kan fånga alla klimateffekter av utsläppen av växthusgaser, och resultaten kan påverkas väsentligt beroende på vilket mått som används, speciellt för livsmedel som ger stora utsläpp av metan (till exempel nötkött och mjölk). För livsmedel och kosten rekommenderar dock Ran m.fl. (2024) användningen av GWP över 100 år, eftersom det är den mest väletablerade



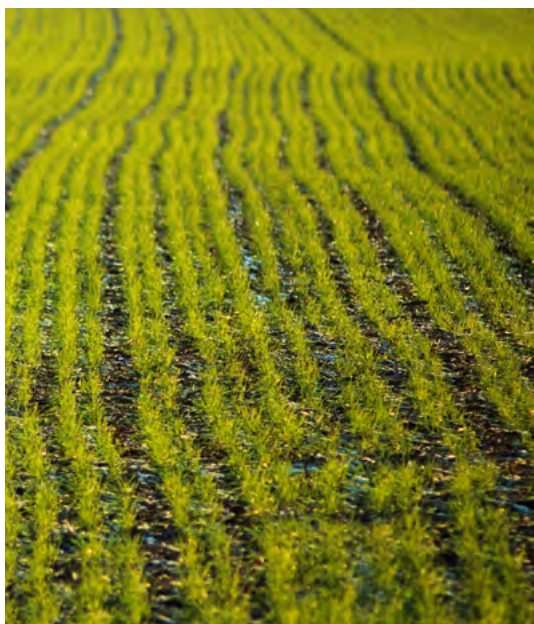
Tabell 4.1: Rekommendationer om val av indikatorer för att bedöma kosters miljöpåverkan.

| Miljöpåverkans-process | Indikator | Sammanfattning |
|---|---|--|
| <i>För en grundläggande utvärdering av en kost</i> | | |
| Klimatpåverkan | Klimatavtryck | Klimatavtrycket beskriver utsläppen av olika växthusgaser sammanslagna till koldioxidekvivalenter (CO ₂ -ekvivalenter). Det är en väletablerad indikator med relativt god tillgänglighet av data. |
| Färskvatten-användning | Konsumtion av blått vatten | Mäter konsumtion av vatten från framför allt bevattning. Viktigt komplement till klimatavtrycket eftersom vissa livsmedel med lågt klimatavtryck har hög konsumtion av blått vatten (till exempel vissa nötter, frukter och grönsaker). Om specifika produktionsplatser för de olika livsmedlen är kända ger indikatorer som även beaktar platsens vattenbrist/vattenstress kompletterande information. |
| Kemisk förorening | Ekotoxicitet eller mängd bekämpningsmedel | Indikatorer som tar hänsyn till den toxiska effekten (hur giftigt ett visst ämne är för olika organismer) av olika bekämpningsmedel bör om möjligt användas. I annat fall kan indikatorer som mäter mängd eller frekvens av bekämpningsmedel användas som en grov proxy. Viktig indikator för att belysa skillnaden mellan, till exempel, ekologisk och konventionell produktion, och för att fånga effekten av en kost med stor andel av grödor med hög användning av bekämpningsmedel. |
| Biologisk mångfald från markanvändning | Potentiell förlust av arter | Uppskattar påverkan på olika arter från markanvändningen inom jordbruket genom att jämföra antalet arter på jordbruksmarken med ett "naturtillstånd". Vissa livsmedel med lågt klimatavtryck kan ha hög påverkan på biologisk mångfald (till exempel produkter från tropiska regioner). |
| Biologisk mångfald i vatten | Exploatering av vilda fiskbestånd | Fångar effekter på vilda fiskbestånd. Viktig för att belysa avvägningar mellan överfiske och klimatavtryck, det vill säga att vissa fiskarter kan ha ett lågt klimatavtryck men bestånden kan vara överfiskade. |
| <i>För en mer omfattande utvärdering av en kost, använd även:</i> | | |
| Markanvändning, areal | Markanvändning | Mäter areal mark för jordbruksproduktion som behövs för att producera en viss kost. Denna indikator mäter kostens påverkan på markanvändningen från ett resursperspektiv, det vill säga hur mycket av resursen mark som kosten använder, men indikatorn kan också användas som en mycket grov proxy-indikator för biologisk mångfald. |
| Markanvändning, kvalitet | Organiskt kol i mark, eller annan indikator som beskriver markens kvalitet | Fångar hur en kost påverkar markhälsan och kan mätas till exempel genom mängden organiskt kol i marken. Stora data och metodbegränsningar hindrar i dagsläget användning av denna indikator. |
| Färskvatten-användning | Konsumtion av grönvatten | Kompletterar konsumtion av blått vatten genom att även inkludera användningen av det regnvatten som behövs för att producera livsmedlen i en viss kost. Konsumtion av grönvatten korrelerar dock med både markanvändning och klimatavtryck på kostnivå och kan därför utelämnas för att begränsa antalet indikatorer. |
| <i>Ytterligare aspekter att beakta om resurser finns:</i> | | |
| Övergödning | Nyttillförsel av kväve och fosfor/ kväve eller fosfor-fotavtryck och/eller försurning / ammoniakutsläpp | Tillförsel av nytt kväve och ny fosfor till jordbrukssystemet kan användas som en grov proxy-indikator för övergödning. Ammoniakutsläpp kan också användas som en indikator för övergödning. |
| Energianvändning | Energianvändning | Konkurrensen om förnybar energi kan motivera att mäta den totala mängd energi som används för att producera livsmedel för en viss kost. |
| Påverkan på vattenmiljöer | Effekter på havsbotten | Fångar en viktig orsak till negativa miljöeffekter på haven som inte fångas av andra indikatorer. |

metoden och eftersom den fångar skillnaden mellan olika växthusgasers uppvärmningsförmåga över en definierad tid. Om resultatet beror mycket på vilken metod för att vikt växthusgaser som används och om valet av viktningsmetod förändrar de övergripande slutsatserna från en studie bör det tydligt anges och diskuteras.

Markanvändning

Användning av mark är något som analyserats i många studier. Ofta använder man en indikator som mäter ytan jordbruksmark (eller en specifik kategori av jordbruksmark, till exempel åkermark eller betesmark⁴) som krävs under en viss period för produktion av livsmedlen i kosten (uttryckt som hektar*år eller m²*år). Att uppskatta markanvändning på detta sätt är relativt enkelt. Den kan beräknas med hjälp av data över skördenivåer för olika livsmedels- och fodergöröror. Sådan data finns lättillgänglig för många grödor i officiella databaser (till exempel FAOSTAT, www.fao.org/faostat, och EUROSTAT, ec.europa.eu/eurostat/data/database). När det gäller grovfodergöröror, såsom gräs, klöver och alfalfa saknas dock tillförlitliga data och osäkerheterna är stora.



En begränsning med att bara beakta totala ytan mark och inte vilken *typ* av mark (mer än åker- och betesmark) är att produktionsförutsättningarna skiljer sig stort mellan olika marktyper, det vill säga att vissa marktyper helt enkelt är mer ”värda” för livsmedelsproduktion. Det finns mer avancerade indikatorer för markanvändning som beaktar till exempel produktivitet i olika regioner (Scherer m.fl., 2019) eller brist på mark i regionen (Font Vivanco m.fl., 2017), men de kan vara svåra att tolka och används inte speciellt ofta. Indikatorn markanvändning som bara beaktar totala ytan har fördelen att den är enkel att beräkna med relativt god säkerhet och den är enkel att förstå.

Färskvattenanvändning

Livsmedelssystemet är en av de största användarna av färskvatten. Överanvändning av vatten kan bidra till vattenbrist och vattenstress i regioner där tillgången på vatten redan är begränsad. Hur vattenkrävande en kost är bedöms ofta med hjälp av indikatorer som mäter den totala volymen vatten (i liter eller m³) som krävs för att producera maten i kosten (Hoekstra, 2015; Mekonnen & Gerbens-Leenes, 2020). Man skiljer ofta på blått, grönt och grått vatten. Blått vatten består framför allt av ytvatten och grundvatten som används till bevattning och djur, samt för förädling av livsmedel. Grönt vatten är regnvatten som finns tillgängligt som markfukt för växtodling (Falkenmark & Rockström, 2006). Betande djur kräver stora mängder grönt vatten (i form av vatten som går åt för att producera betad biomassa och annat foder). Både konsumtion av blått och grönt vatten är relevanta indikatorer för färskvattenanvändning.

Man skiljer även på vattenkonsumtion, och vattenanvändning, där konsumtion innebär att vatten konsumeras och inte återförs till samma vattenresurs genom avrinning eller som regnvatten (Falkenmark & Lannerstad, 2005), och det är detta som avses när vi tittar på kostens påverkan på vattenresurser. Grått

⁴Med åkermark menar man då mark som går att plöja och odla olika typer av grödor på medan betesmark ofta inte lämpar sig för detta utan används för just bete.



FÖRDJUPNINGSRUTA 2:

Är låg markanvändning alltid bra?

Globalt är jordbrukets användning av mark en av de största orsakerna till förlust av biologisk mångfald. Cirka hälften av den bebodda markarealen på jorden består av jordbruk (FAO, 2023). Att använda mark som åkermark påverkar generellt den biologiska mångfalden mer negativt än användning av betesmark, eftersom åkermarken plöjs och bearbetas och användningen av gödsel och bekämpningsmedel är högre på åkermark än på betesmark. I vissa länder använder man dock betydande mängder gödsel och bekämpningsmedel även på betesmarken. Bra åkermark som lämpar sig för att odla olika typer av grödor för humankonsumtion såsom spannmål, bönor, ärtor, rotfrukter, grönsaker och frukt är en begränsad resurs. Ur ett globalt perspektiv är det alltså att föredra att en kost använder så litet jordbruksmark som möjligt, speciellt åkermark.

I Sverige är situationen dock annorlunda. Här är det inte jordbruket som är den stora markanvändaren utan skogsbruket – bara 7 procent av markytan utgörs av jordbruk medan 68 procent är skog (SCB, 2023a). Att upprätthålla ett öppet och variationsrikt odlingslandskap med betydande inslag av naturbetesmarker och slätterängar, småbiotoper och vattenmiljöer, som på så sätt erbjuder livsmiljöer för vilda växt- och djurarter är en del av miljömålet *Ett rikt odlingslandskap* (Sveriges Miljömål, 2018). Även om dagens

jordbruk måste förändras en hel del för att sådana odlingsmiljöer ska realiseras så vore det heller inte bra för den biologiska mångfalden om jordbruket minskade i omfattning, speciellt inte i områden där det redan finns mycket skog och där mycket jordbruk försvunnit historiskt, eftersom många arter är beroende av just jordbrukslandskap. Så användning av jordbruksmark per se är således inte negativt för miljön i Sverige, påverkan beror mer på *hur* jordbrukets bedrivs. Vad betyder det då för indikatorn markanvändning? Är det snarare bra om en kost har en hög användning av åkermark i Sverige? Inte nödvändigtvis. Om det i produktionen av maten som ingår i vår kost behöver användas mindre mark kan fler personer förses med mat från den svenska jordbruksmarken, vilket i sin tur kan, åtminstone teoretiskt sett, minska trycket på jordbruksmark i andra länder. Det är bra att se till att produktionen av mat upprätthålls i Sverige, både för bevarandet av odlingslandskapen här i Sverige och för att minska på behovet av jordbruksmark i känsliga miljöer. Dessutom kan en kost som bidrar till att naturbetesmark hävdas, det vill säga en kost som innehåller kött och mjölk från djur som betat sådana marker, och således har en hög användning av svensk naturbetesmark, bidra positivt till bevarandet av biologisk mångfald i odlingslandskapet (se mer i Fördjupningsruta 3).

vatten är ett virtuellt mått som avser den mängd vatten som behövs för att späda ut föroreningar från produktionen till en viss koncentration (Hoekstra, 2011). Gråvattenanvändning mäter alltså snarare hur förorenande en viss produktion är, än att den mäter hur mycket vatten som går åt i produktionen. Eftersom blått, grönt och grått vatten mäter olika saker bör värdena från dessa tre indikatorer inte summeras.

Användningen av vatten får olika stora konsekvenser beroende på *var* den sker. Det kan variera mellan att vattenanvändningen knappt har

några negativa konsekvenser i fall där tillgången på vatten är god, till att vattenanvändningen har mycket allvarliga konsekvenser på grund av stor vattenbrist i området. För att ta hänsyn till just vilken påverkan vattenanvändningen har på en viss plats kan man använda indikatorer som beräknar hur användningen relateras till vattenstress på specifika platser (till exempel Boulay m.fl., 2018; Vanham m.fl., 2018). För att använda sådana faktorer behöver man dock veta på ganska detaljerad nivå *var* de olika livsmedlen i kosten är producerade eftersom variationen i vattenstress mellan olika regioner är stor (Vanham m.fl., 2021).

Vanligtvis vet man dock bara vilket land olika livsmedel kommer ifrån och det är oftast för grov skala för att det ska vara meningsfullt att använda indikatorer för vattenstress, eftersom vattenstress kan variera stort även *inom* ett land (Vanham, 2020).

Övergödning

Algblomningar i sjöar och hav orsakas av snabb tillväxt av alger och cyanobakterier och är ett resultat av överskott av näringsämnen i vattendragen, så kallad övergödning.

Algblomningar har negativ påverkan på miljön på flera sätt, till exempel leder övergödning till syrebrist i vattnet och produktion av cyanotoxiner som är skadliga för fiskar, vilda djur, husdjur och människor (Morelli m.fl., 2018). Jordbruket är en stor källa till övergödande ämnen, det handlar om att kväve och fosfor från gödselmedel läcker ut från jordbruksmarken och hamnar i sjöar och hav. Utsläpp av övergödande ämnen leder också till övergödning av ekosystem på land.

Påverkan på vattendrag i form av övergödning från olika typer av livsmedel kan uppskattas med mer eller mindre komplicerade indikatorer (Morelli m.fl., 2018). Faktiska effekter av kväve- och fosforutsläpp kan skilja sig mycket åt beroende på lokala förhållanden, till exempel hur status är på vattenmiljön där utsläppen sker (Henryson m.fl., 2020). Att bedöma effekterna från användning av kväve och fosfor kräver detaljerade uppgifter om utsläppen och platsen där utsläppen sker. Sådana uppgifter är vanligtvis inte tillgängliga för de flesta livsmedel som ingår i en kost. I sådana fall är det omöjligt att använda indikatorer som uppskattar potentiell påverkan från utsläpp av övergödande ämnen.

Två enklare indikatorer som använts i många studier på just kosten är "nytt tillfört kväve" respektive "nytt tillfört fosfor", alltså hur mycket kväve respektive fosfor som har tillförts jordbruksmarken för en viss kost (Willett m.fl., 2019). Dessa indikatorer kräver endast data på hur mycket gödsel som används för olika grödor. Man räknar bara in *nyttillförsel* av kväve och fosfor till jordbruksmarken, det vill säga det kväve och



fosfor i konstgödsel, eller kväve fixerat direkt från luften med hjälp av baljväxter. Utsläpp av övergödande ämnen sker även från cirkulerade ("gamla") näringsämnen som finns i stallgödsel, slaktavfall och annat organiskt material som återförs till jordbruksmarken. Resonemanget att bara inkludera nytt kväve och fosfor bygger på att det är just tillförseln av nytt kväve och fosfor som driver förlusterna. Kväve- och fosforfotavtryck är en annan typ av indikatorer för övergödning (Vanham, 2020). Dessa indikatorer tar också hänsyn till kväve och fosfor från gamla eller recirkulerade näringsämnen och uppskattar även vilka förluster som sker, ibland uppdelade efter kemisk form eller plats (Einarsson & Cederberg, 2019).

Inga av dessa enklare indikatorer mäter effekter på ekosystemen från de övergödande utsläppen, men de kan ändå vara användbara indikatorer för övergödning när uppgifter om produktionsplatsen saknas. Speciellt med tanke på de stora skillnaderna som finns mellan produktkategorier (nötkött, fläsk, kyckling, rotfrukter, spannmål, etc.) (Einarsson & Cederberg, 2019) så kan en sådan indikator vara användbar för att utvärdera kostnader med varierande mängder av dessa livsmedel. De bör dock inte användas för detaljerade jämförelser inom livsmedelsgrupper. Trots att dessa enklare indikatorer inte kräver mycket data för att kunna beräknas, är bristfälliga data på kväve- och fosforanvändningen i olika jordbruksgrödor fortfarande en utmaning.

FÖRDJUPNINGSRUTA 3:

Naturbetesmarker

Naturbetesmarker spelar en avgörande roll för biologisk mångfald i Sverige. Dessa områden utgör en viktig livsmiljö för en mångfald av unika växter, insekter, fåglar och andra organismgrupper. Det extensiva brukandet av dessa marker, där djur betar och markerna inte gödslas eller plöjs, är en förutsättning för bevarandet av många av dessa arter (Eriksson, 2022).

Sverige har under de senaste 150 åren sett en minskning av naturbetesmarker till förmån för intensivare och mer specialiserat jordbruk. Idag finns bara cirka 200 000–400 000 hektar naturbetesmark kvar beroende på vilka marker som inkluderas i begreppet naturbetesmark.

Bevarandet och återskapandet av naturbetesmarker är av stor vikt för att främja den biologiska mångfalden. Djurhållning med betande djur har varit en central del i det Skandinaviska jordbruket lika länge som jordbruket funnits, cirka 6 000 år (Eriksson, 2022). Under tidig järnålder började ett markförvaltningssystem att ta form, bestående av inägor (inhägnade slätterängar och åkrar) och utmarker som användes för bete av idisslare.

Naturbetesmarkerna utgör ett arv från denna historiska markanvändning. Naturbetesmarkerna hyser en exceptionell biologisk mångfald av speciellt växter och insekter, och många av Sveriges hotade arter återfinns i dessa marker. Naturbetesmarkerna är också del av vårt kulturarv och upplevs av många som vackra. De metoder som finns för att bedöma påverkan på biologisk mångfald inom till exempel LCA fångar vanligtvis inte naturbetesmarkernas positiva bidrag till den biologiska mångfalden eftersom de ofta jämför jordbruksmarkens biologiska mångfald med den i ett teoretiskt "naturtillstånd" som ofta är skog. De finns dock ofta fler arter i naturbetesmarken än i det naturtillstånd som används som referens. I RISE databas för biologisk mångfald har en justering för att hantera detta gjorts (Ahlgren m.fl., 2023). Användningen av så kallad kulturbetesmark ses där som neutral, alltså att påverkan på den biologiska mångfalden varken ses som positiv eller negativ, medan användning av naturbetesmark med höga biologiska och kulturella värden ses som positivt för biologisk mångfald. Samma metod används i SAFAD-modellen, från SLU (Röös m.fl., kommande).

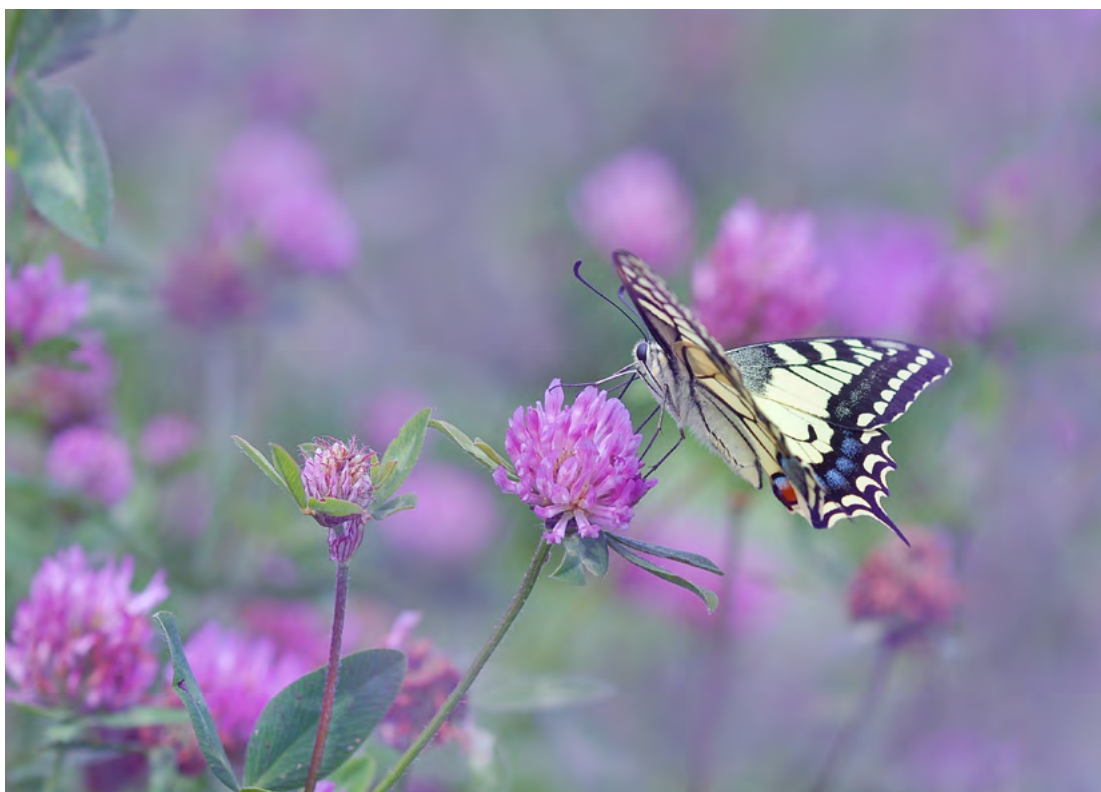


Biologisk mångfald från markanvändning

Alla typer av miljöpåverkan och resursanvändning påverkar i slutändan ekosystemen och den biologiska mångfalden. Det finns metoder inom LCA för att beräkna till exempel hur mycket en viss klimatpåverkan eller övergödning påverkar den biologiska mångfalden (till exempel Huijbregts m.fl., 2016). Men det finns också metoder för att specifikt uppskatta påverkan på biologisk mångfald från en viss typ av markanvändning i en viss region. Genom att studera hur artrikedomen skiljer sig mellan "naturmark" och mark som tagits i anspråk för jordbruk i olika regioner kan man få fram faktorer som beskriver hur förlusten av arter potentiellt påverkas av olika typer av jordbruk (Chaudhary & Brooks, 2018). Enheten är "*antal potentiellt förlorade arter per m²*" och dessa faktorer kan sedan multipliceras med ytan som används för att producera de olika livsmedlen i en viss kost för att på så sätt få fram hur många arter som riskerar utrotning (Moberg m.fl., 2020). Eftersom maten i en kost kommer från många olika platser runt om

på jorden krävs faktorer som är uträknade på samma sätt för alla olika produktionsländer. Faktorerna blir ofta grova och osäkerheterna stora. Ändå kan sådana här indikatorer vara användbara för att tydliggöra det problematiska i att producera livsmedel i regioner med hög eller unik biologisk mångfald.

Dessa metoder fångar dock bara en delmängd av konceptet biologisk mångfald som är brett och inkluderar både genetisk mångfald, mångfald i arter och mångfald av ekosystem. Faktorerna från Chaudhary och Brooks (2018) som används i flera studier fångar inte det positiva bidrag till biologisk mångfald som bete av naturbetesmark innebär (se Fördjupningsruta 3 för mer information). Ahlgren m.fl. (2023) har dock tagit fram en metod för att justera faktorerna från Chaudhary och Brooks (2018) så att naturbetesmarkernas positiva värden beaktas. Den biologiska mångfalden påverkas också av många olika saker, inte bara markanvändningen utan också av invasiva arter, ljus, ljud och överfiske till exempel (Crenna m.fl., 2019), samt förstås annan miljöpåverkan såsom klimatförändringar, övergödning, oönskad spridning av toxiska ämnen etc.





Kemisk förorening

Användningen av bekämpningsmedel i jordbruket har negativ påverkan på många organismer, men det är ovanligt att studier över kosters miljöpåverkan inkluderar sådan påverkan. Brist på data är ett stort problem, det vill säga det saknas statistik över hur mycket och vilken typ av bekämpningsmedel som används i produktionen av olika grödor. För svensk produktion finns relativt sett bra statistik över använda mängder, för EU finns statistik för vissa grödor men för produktion utanför EU saknas många gånger helt uppgifter om bekämpningsmedelsanvändningen per gröda.

En annan utmaning med att beakta användningen av bekämpningsmedel för mat och kost är att det finns tusentals olika naturfrämmande ämnen som används i livsmedelsproduktionen, alla med egna specifika egenskaper och unika effekter på organismer och ekosystem. Att modellera de olika ekotoxiska effekterna av dessa är svårt och kräver mycket data (Sala m.fl., 2022). De studier som inkluderat påverkan från bekämpningsmedelsanvändning använder vanligtvis antingen en indikator över användningen av bekämpningsmedel i mängd aktiv substans som tillförts odlingen av en viss gröda (Fantke m.fl., 2017; Marlow m.fl., 2015),

eller indikatorer som genom modellering försöker fånga potentiella toxiska effekter av giftiga ämnen på terrestra eller akvatiska ekosystem (Fantke m.fl., 2017). Användning av indikatorer av den första typen som endast beaktar hur mycket bekämpningsmedel som tillförs och inte vilka effekter dessa har på ekosystemen kräver ”endast” uppgifter om den totala mängden använda bekämpningsmedel, inte exakt vilka ämnen och deras karaktäristik (Gentil m.fl., 2020). Det gör dem enklare att använda men resultaten kan bli missvisande i fall där använda kemiska bekämpningsmedel är starkt toxiska men används i små mängder (Nordborg m.fl., 2014).

Att effekter av användningen av bekämpningsmedel är svårt att mäta är dock inte ett argument för att inte alls ta med dem i miljöutvärderingar av kost. Livsmedelsproduktionen innebär betydande naturfrämmande utsläpp, och dessutom skulle fördelarna med alternativa jordbrukssystem som använder betydligt mindre bekämpningsmedel, till exempel ekologisk produktion, bli svårare att påvisa i miljöbedömningar av kost om användning av bekämpningsmedel inte beaktas (van der Werf m.fl., 2020). En annan typ av förorening som är starkt förknippad med matproduktion är antibiotika som används i animalieproduktion och



vattenbruk (Persson m.fl., 2022). För att kunna beakta denna typ av förorening i miljöanalyser krävs data över antibiotikans toxikologiska effekter (Nyberg m.fl., 2021).

Aspekter som sällan inkluderas

Det finns vissa viktiga hållbarhetsaspekter som sällan inkluderas i studier över kosters miljöpåverkan (Ran m.fl., 2024). En viktig sådan aspekt är jordbruksmarkens kvalitet och långsiktiga förmåga att leverera ekosystemtjänster som brukar kallas mark- eller jordhälsa. Markhälsa är ett vitt begrepp som innefattar många olika egenskaper hos odlingsjorden, både kemiska, fysikaliska och biologiska egenskaper, och det är svårt att fånga alla aspekter i en eller ett fåtal indikatorer. En central egenskap för markhälsa är markens innehåll av organiskt kol, vilken bidrar med näring, struktur och förmåga hos marken att hålla vatten. Mängden organiskt kol i marken har därför föreslagits som en indikator för markhälsa. Hur mycket organiskt kol som finns i en viss mark och hur mycket som binds in eller förloras påverkas av många olika faktorer som till exempel jordbruksmetoder, mark- och väderförhållanden, etc. vilka sällan är tillgängliga för alla livsmedel i en kost. Man är därför hänvisad till

grova schabloner för att inkludera jordhälsa och mer forskning krävs kring detta för att avgöra hur detta kan göras på ett rättvisande sätt.

I livsmedelsproduktionen används en rad olika resurser. För att fånga användning av vatten, mark och fosfor finns indikatorer (se ovan) och många studier över kosters beaktar dessa, speciellt vatten och mark. Det finns dock andra naturresurser att ta hänsyn till, till exempel energi. Utsläpp förknippade med användning av fossil energi fångas av klimatindikatorer, men även användningen av förnybar energi kan vara viktig att beakta eftersom det är konkurrens om förnybar energi mellan många olika sektorer, inklusive jordbruket. En annan viktig sak som sällan tas med i beräkningar är hur kosten påverkar olika aspekter relaterade till sjömat (Bogard m.fl., 2019). Påverkan på marina och akvatiska resurser, till exempel fiskebestånd, från fiske bör inkluderas då det utgör ett hot mot biologisk mångfald och bidrar till att ändliga naturresurser exploateras. Det finns olika typer av indikatorer som kan användas inom till exempel LCA för att fånga effekter av ett för hårt fisketryck och artförluster (Emanuelsson m.fl., 2014; Hélias m.fl., 2023) men dessa har, så vitt vi vet, inte använts i utvärdering av kosters hållbarhet hittills.

Sammanfattningsvis för indikatorval

Det finns en uppsjö av olika indikatorer tillgängliga för att mäta miljöpåverkan för kosten. Det är viktigt att välja indikatorer som är relevanta givet den data och de mätmetoder som finns tillgängliga. För kosten finns som sagt begränsningar i vilka indikatorer som kan användas, eftersom man oftast inte vet varifrån ett livsmedel kommer ifrån, vilka odlingsmetoder som använts och vilka lokala förhållanden som råder där maten produceras. När man studerar enskilda råvaror eller livsmedel kan mer avancerade och detaljerade metoder användas. Det är också viktigt att identifiera vilka frågeställningar man önskar få svar på, vilket också avgör vad som är lämpliga indikatorer och vilken detaljeringsgrad som behövs när det gäller miljödata. Att bedöma miljöpåverkan från en kost är komplext och förknippat med stora osäkerheter varför resultaten alltid bör beaktas med försiktighet. Kvantitativa indikatorbaserade utvärderingar kan behöva kompletteras med kvalitativa bedömningar av aspekter som är svåra att mäta, eller av modelleringsstudier som kan fånga samband som de använda indikatorerna inte fångar



(se Fördjupningsruta 1). I nästa kapitel illustrerar vi några tillämpningar av indikatorer för att kommunicera miljö- och hälsoaspekter kopplat till livsmedel, måltider och kosten.



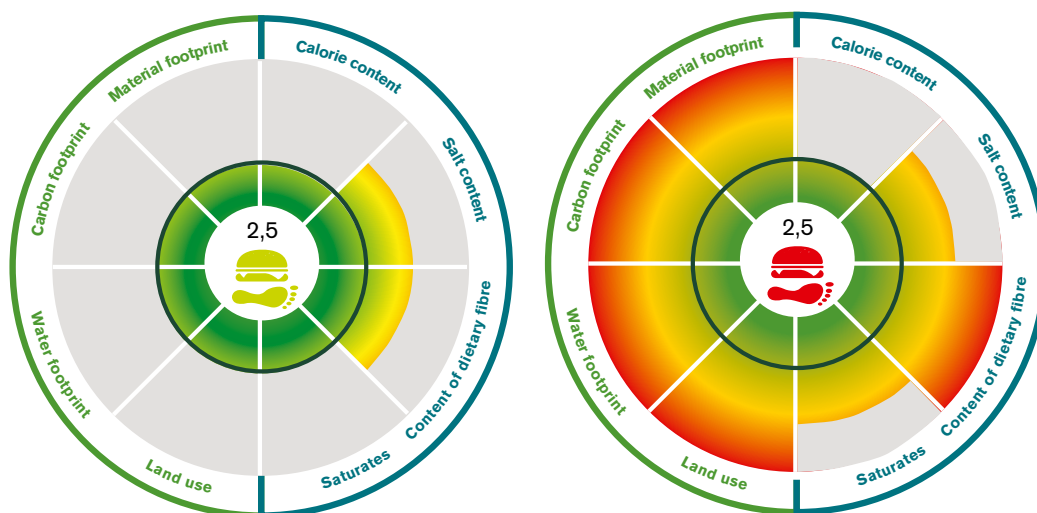
5. Hur kan olika indikatorer kombineras och användas?

En hållbar kost innefattar alltså ett stort antal hållbarhetsaspekter som kan mätas med olika typer av indikatorer. Det är lätt att förlora sig i denna komplexa bild och för att resultat från olika utvärderingar ska bli användbara i olika beslutssituationer måste man ofta göra förenklingar, till exempel genom att välja ut ett fåtal indikatorer, eller genom att slå ihop olika indikatorer till index eller på annat sätt aggregera resultaten. Vi går här igenom några exempel på detta.

Lukas m.fl. (2016) utvecklade en metod för att utvärdera en måltids⁵ hälso- och miljömässiga hållbarhet och visualisera detta i cirkeldiagram med trafikljussignalering för de olika aspekterna, samt ett helhetsbetyg i mitten (Figur 5.1).

Metoden använder sig av ett antal på förhand definierade gränser för de olika färgkoderna för innehåll av salt, mättat fett, kostfiber och energi när det gäller hälsa, och klimatpåverkan, mark-, vatten- och materialanvändning för miljö. Medelvärdet av de åtta indikatorerna utgjorde sedan helhetsbetyget.

I ramverket utvecklat av Lukas m.fl. (2016) utvärderas alltså den hälsomässiga hållbarheten av en måltid utifrån dess innehåll av energi, salt, fiber och mättat fett, vilket dock är en begränsad uppsättning av alla näringsämnen som är viktiga för en näringsriktig kost. Men det skulle vara övermåttigt för den som ska använda sig av verktyget, till exempel en konsument som ska välja en lunchmåltid, om alla näringsämnen visades.



Figur 5.1. 'The nutritional footprint' utvecklat av Lukas m.fl. (2016) där påverkan från vegetarisk lasagne (vänster) och rullad på nötkött (höger).

⁵Även om detta verktyg är utvecklat för måltider skulle samma metod kunna användas på för att utvärdera kosten. I stället för att titta på livsmedlen i en måltid skulle man då titta på alla livsmedel i kosten under till exempel ett år.

Här behöver man alltså göra en avvägning mellan hur komplett, respektive användbart, verktyget är. Potentiellt är valet av dessa fyra näringsämnen en giltig förenkling i detta fall, men författarna skriver att lämpligheten av att använda dessa fyra hälsoindikatorer skulle behöva testas på en större uppsättning måltider och kosten. Ytterligare en aspekt som författarna framhäver är att ramverket har utvecklats för att användas i höginkomstländer, och om det skulle användas i låginkomstländer skulle det sannolikt behöva se annorlunda ut. När det gäller miljöindikatorer saknar ramverket till exempel användning av bekämpningsmedel och effekter på biologisk mångfald.

Ett annat exempel på ett sätt att reducera komplexiteten när det gäller att informera om olika livsmedels miljöpåverkan användes i WWF:s *Vegoguiden*. Metoden utvecklades i samarbete med forskare på SLU och bygger på en utvärdering av olika växtbaserade livsmedel utifrån miljökategorierna klimatpåverkan, biologisk mångfald, användning av bekämpningsmedel och färskvattenkonsumtion (Karlsson Potter & Rööf, 2021). Dessa fyra miljö kategorier valdes ut eftersom: 1) de är relevanta för växtbaserade livsmedel, 2) de är viktiga för användare av guiden, bland annat konsumenter, 3) det finns metoder och data för att uppskatta påverkan på dessa områden. För varje miljökategori sattes sedan ett antal kriterier upp för att avgöra hållbarheten av

en viss produkt utifrån en bedömning med ett trafikljussystem på fyra nivåer: 1) grön med stjärna, 2) grön, 3) gul, eller 4) orange (Figur 5.2).

För att få bedömningen ”grön med stjärna” var en produkt tvungen att hålla sig inom planetens gränser enligt EAT-*Lancet*-kommissionens gränser för livsmedelssystemet (Willett m.fl., 2019; Tabell 2.2). För att göra den bedömningen delades det globala utsläppstrycket upp på antalet människor på jorden. För klimatpåverkan innebar det till exempel att varje person tilldelades ett antal kg växthusgaser att släppa ut från maten. Sedan delades denna mängd upp på ett antal livsmedelsgrupper (proteinkällor, kolhydratkällor, växtbaserade drycker, frukt och bär, grönsaker och svamp) baserat på hur stora utsläpp dessa livsmedel orsakar i en hälsosam kost (här användes referenskosten från EAT-*Lancet*-kommissionen; Tabell 2.1). Varje livsmedelsgrupp får på så sätt en viss mängd utsläpp som den livsmedelsgruppen får släppa ut för att kosten ska anses hållas sig inom de planetära gränserna. Livsmedelsgruppen proteinkällor fick högst andel utsläpp av växthusgaser, 35 procent, medan kolhydratgruppen fick 18 procent. Denna mängd utsläpp fördelades sedan per kg livsmedel i respektive grupp i den genomsnittliga svenska kosten. På så sätt fick man fram gränser för när ett livsmedel kan anses hålla sig inom de planetära gränserna.



Figur 5.2. Vegoguidens olika bedömningskategorier. Från WWF



Gränserna för de för olika produktgrupperna blev:

- 2,9 kg CO₂-ekvivalenter per kg för proteinkällor som baljväxter och nötter
- 0,7 kg CO₂-ekvivalenter per kg för kolhydratkällor som spannmålsprodukter och potatis
- 0,8 kg CO₂-ekvivalenter per kg frukt, bär, grönsaker och svamp.

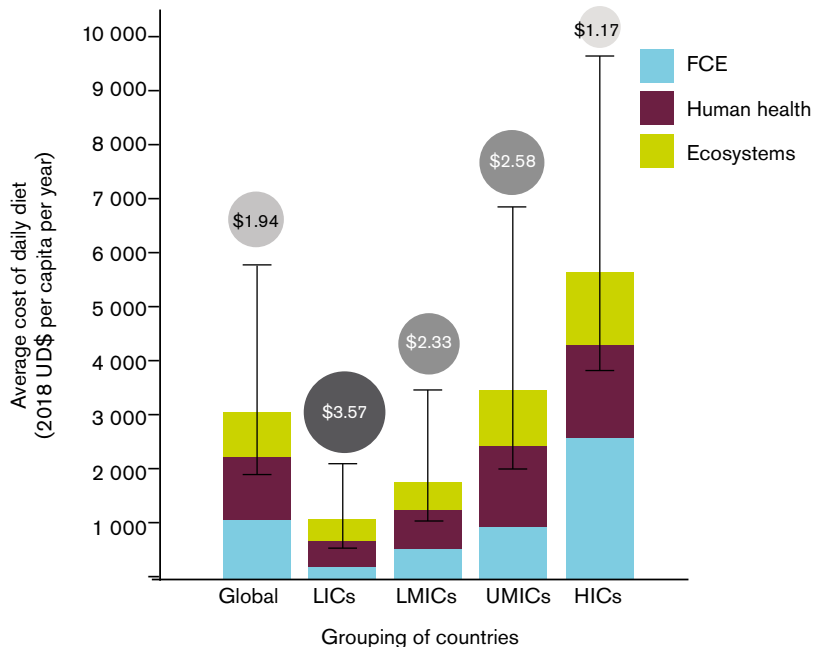
Dessa olika stora utsläppsutrymmen reflekterar det faktum att det generellt är mer klimatbelastande att producera proteinkällor än andra livsmedel. Proteinkällorna får alltså orsaka högre utsläpp än andra livsmedelsgrupper, men ändå hamna i bästa gruppen (grönt med stjärna; Figur 5.2).

Liknande absoluta gränser baserade på EAT-*Lancets*-kommissionens rapport sattes också för markanvändning (som var del av bedömningen av påverkan på biologisk mångfald i guiden) och total färskvattenkonsumtion. För bekämpningsmedelsanvändning fanns dock inga planetära eller andra gränser att tillgå, och andra bedömningskriterier användes istället

för kategorin, till exempel om produktionen var ekologisk eller inte (se Karlsson, Potter & Röö, 2021 för mer detaljer). Flera sådana kompletterade hänsyn togs i utformningen av kriterierna till guiden och visar ett exempel på hur en indikatorbaserad utvärdering kan ligga som grund, men kompletteras med ytterligare aspekter som är svåra att mäta. Slutligen viktades bedömningarna för de olika miljöaspekterna ihop till en sammanlagd bedömning av produkten där de olika nivåerna (grön med stjärna, grön, gul och orange) tilldelades olika poäng som sedan räknades ihop till ett totalbetyg.

Vegoguiden är ett exempel på hur information kring matens miljöpåverkan baserat på flera olika indikatorer kan kokas ned till information som kan bli mer tillgänglig och lättolkad för konsumenter och andra aktörer i livsmedelskedjan.

Ett annat sätt att försöka få ett samlat grepp om en kost eller ett livsmedels hållbarhet är att räkna om påverkan inom olika områden till ett gemensamt mått. En sådan valuta är pengar, där



Figur 5.3. Kostnader för kosten globalt, i låginkomstländer (LICs), i låg- och mellaninkomstländer (LMICs), hög- och mellaninkomstländer (UMICs) och höginkomstländer (HICs). FCE=Final Consumption Expenditure. Från Lucas m.fl. (2023).

det går att uppskatta kostnaderna av en kosts negativa påverkan på människors hälsa respektive miljön. Genom att omsätta hälso- och miljöutfall i pengar kan man sedan vikta ihop dessa. Figur 5.3 visar resultat från en studie där man uppskattat dels vad kosten kostar för konsumenten (FCE), dels vad kosten indirekt kostar samhället på grund av negativa hälsoeffekter (Human health) och miljöpåverkan (Ecosystem) (Lucas m.fl., 2023). Kostnaderna för hälsan uppskattades genom att först beräkna kostens negativa påverkan på hälsan i måttet DALYs⁶. Utifrån antalet DALYs beräknades sedan samhällets kostnader för denna sjukdomsburda genom att multiplicera antalet DALYs med genomsnittliga produktiviteten hos en frisk människa. För miljö beräknades först hur många arter som skulle påverkas negativt av den miljöpåverkan som kosten orsakar och sedan

beräknades det monetära värdet baserat på vad människor är beredda att betala för att skydda dessa arter och ekosystem.

Man kan också använda DALYs direkt, det vill säga utan att räkna om dem till pengar, för att vikta ihop hälso- och miljöpåverkan. Man uppskattar då hur en viss miljöpåverkan påverkar hälsan i DALYs och jämför det med hälsoutfallet (Walker m.fl., 2019).

Exemplen här illustrerar flera utmaningar när det gäller att göra en sammanvägd bedömning av vad som är hälsosamma och hållbara livsmedel och kostmönster. Dels är det en utmaning att välja ett begränsat men tillräckligt antal relevanta indikatorer. Sedan ska indikatorerna på något sätt räknas samman och viktas, och jämföras mot något

⁶DALY står för "Disability-Adjusted Life Year" på engelska och kan översättas till svenska som "funktionsjusterat levnadsår". DALY är en måttenhet som används inom hälsoekonomi och global hälsa för att mäta den totala sjukdomsburda i en befolkning. En DALY representerar ett års förlorad hälsa på grund av sjukdom eller funktionsnedsättning. Det kombinerar två komponenter: YLL (Years of Life Lost) som mäter förlusten av förväntad livslängd till följd av för tidig död, och YLD (Years Lived with Disability) som mäter det antal år som en person lever med nedsatt hälsa på grund av sjukdom eller skada.



önskvärt värde, det vill säga, vad som ska anses vara högt eller lågt, grönt eller rött och så vidare. Oundvikligen inkluderar sådana här bedömningar av hållbara livsmedel och koster en rad normativa beslut som kommer att påverka resultaten. Verktyg måste också anpassas till olika användare och sammanhang för att vara förståeliga och relevanta. Till exempel kan tjänstemän på myndigheter och kommuner, forskare eller till exempel hållbarhetschefer inom livsmedelsindustrin hantera större komplexitet än (de flesta) konsumenter kan. Samtidigt ska man inte låta

det bästa bli det godas fiende. För att kunskap kring ett komplext område ska kunna göra någon nytta måste den ofta förenklas. När man gjort sitt yttersta för att försöka få till en kommunikation som är så rätt som möjligt men ändå förståelig och användbar kan man ställa sig frågan: Vad är bäst, tillhandahålla den här förenklade informationen eller ingen alls? Man kan också försöka identifiera hur informationen skulle kunna misstolkas eller felanvändas och försöka förekomma det med kompletterande information eller strategier.



6. Vad vet vi om miljöpåverkan från olika livsmedel?

Att noggrant och i detalj beräkna miljöpåverkan från ett visst livsmedel är ett tidskrävande arbete och kräver tillgång till mycket data, till exempel vilka ingredienser som ingår, var och hur dessa är producerade, vilka och hur mycket av olika insatsvaror som används i produktionen etc. Livsmedelsföretag gör ibland sådana noggranna analyser för sitt interna hållbarhetsarbete för att, till exempel, hitta var det lönar sig bäst att sätta in åtgärder för minskad miljöpåverkan. En del företag använder också sådana analyser för att kommunicera med konsumenterna. Oftast används då endast klimatavtrycket (Figur 6.1).

På den svenska livsmedelsmarknaden finns det dock tiotusentals olika livsmedel. Det är ett mycket stort arbete att beräkna miljöpåverkan från alla dessa med stor noggrannhet och sedan hålla dessa uppdaterade, till exempel när det sker ett byte av en underleverantör eller att en ingrediens byts ut. Därför får man ofta nöja sig med ungefärliga värden för olika livsmedelsgrupper och råvaror när man ska beräkna miljöpåverkan från olika kosten. Ofta räcker det långt för att få en uppfattning om vad som har stor, respektive liten, miljöpåverkan. Det finns ett antal databaser med miljödata för livsmedel, både kommersiella och de som är gratis (Fördjupningsruta 4). Hur dessa miljödata beräknats och för vilka livsmedel skiljer sig åt en del mellan databaserna, vilket gör det vanskligt att jämföra resultat mellan dem. Dock kan vi dra vissa generella slutsatser baserat på dessa typer av beräkningar.

I denna rapport använder vi data från SAFAD-verktyget för att visa och diskutera miljöpåverkan från några olika livsmedelsgrupper. SAFAD-verktyget bygger på tidigare arbeten av (Moberg m.fl., 2020; Moberg m.fl., 2021; Moberg m.fl., 2019) och har tagits fram av forskare på SLU inom ramen för forskningsprojektet Plan'eat (<https://planeat-project.eu/>). Det beräknar schablonvärden



Figur 6.1. Exempel på företag som kommunicerar miljöavtryck: Leksands knäcke. Foto: Elin Rööf.

för miljöpåverkan av de livsmedel och maträtter som ingår i kostundersökningar i åtta EU-länder (Rööf m.fl., kommande). Data motsvarar alltså inte miljöpåverkan från en specifik produkt (till exempel lasagne av ett visst varumärke), utan det motsvarar miljöpåverkan från en typisk produkt på livsmedelsmarknaden i ett visst land (till exempel en typisk lasagne enligt ett visst recept med råvaror från de största importländerna för det landet). Verktöget beaktar alltså var de olika råvarorna kommer ifrån i ett visst land (baserat på handelsflöden kartlagda i Schwarzmüller & Kastner, 2022), men även svinn i alla led (från FAO, 2011 kompletterat med nationell data där det finns tillgängligt) samt för klimatpåverkan även påverkan kopplat till energiåtgång för förädling,

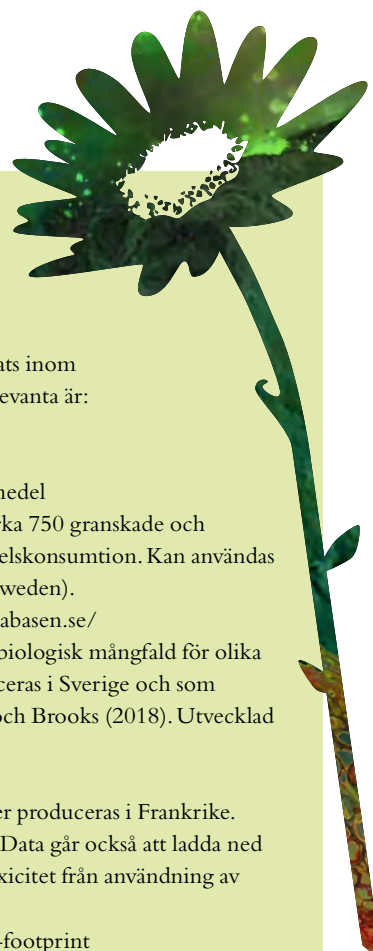
FÖRDJUPNINGSRUTA 4:

Databaser för miljöavtryck

Det finns en rad olika databaser med miljödata för olika livsmedel som utvecklats inom forskningsprojekt och av olika företag och organisationer. Några av de mest relevanta är:

- **RISE klimatdatabas för livsmedel (RKDB)**, <https://www.ri.se/sv/vad-vi-gor/expertiser/rise-klimatdatabas-for-livsmedel>
Databas med klimatavtryck för cirka 2000 livsmedel som kommer från cirka 750 granskade och harmoniserade livscykelanalyser. Data är representativa för svensk livsmedelskonsumtion. Kan användas mot en årlig licensavgift. Utvecklad av RISE (The Research Institute of Sweden).
- **RISE databas för biologisk mångfald**, <https://www.biodiversitetsdatabasen.se/>
Databas som tagits fram för att hjälpa till med bedömning av påverkan på biologisk mångfald för olika livsmedel som konsumeras i Sverige, både livsmedel som odlas och produceras i Sverige och som importeras från andra länder. Baseras på metod och data från Chaudhary och Brooks (2018). Utvecklad av RISE (The Research Institute of Sweden).
- **Agribalyse**, <https://doc.agribalyse.fr/documentation-en/>
Databas som innehåller data för cirka 2500 livsmedel som konsumeras eller produceras i Frankrike. Gratis. Går att använda med LCA-programmen OpenLCA eller Simapro. Data går också att ladda ned i Excel-format. Innehåller 13 miljöindikatorer, dock ej till exempel ekotoxicitet från användning av bekämpningsmedel.
- **Agri-footprint**, <https://blonksustainability.nl/tools-and-databases/agri-footprint>
Databas med data över cirka 5000 livsmedel, foder och processer. Innehåller 19 miljöindikatorer. Årlig avgift på mellan 6000–220 000 kr beroende på användningsområde. Går att använda med LCA-programmen OpenLCA eller Simapro. Data går också att ladda ned i Excel-format.
- **World Food LCA Database (WFLDB)**, <https://quantis.com/who-we-guide/our-impact/sustainability-initiatives/wfldb-food/>
Databas med miljödata för cirka 2300 jordbruksråvaror, förädlingsprocesser och insatsvaror från 56 olika länder. Kan användas mot en årlig licensavgift.
- **SAFAD verktyget**, <https://safad.se/>
Verktyg som kan användas för att beräkna miljöpåverkan för livsmedel som förekommer i kostundersökningar i åtta EU-länder och de råvaror som ingår i dessa livsmedel. Verktöget kan också användas för att beräkna miljöpåverkan från hela kosten. Databasen innehåller data för cirka 5000 jordbruksråvaror och livsmedel på marknaden i åtta länder (Frankrike, Grekland, Irland, Tyskland, Polen, Sverige, Spanien, Ungern) och använder sig av åtta miljöindikatorer samt indikatorer för djurvår och användning av antibiotika. Är gratis och data laddas ned i textfiler.
- **European Platform on LCA**, <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/EF-node/>
Plattform från EU kommissionen som innehåller bland annat hänvisningar till PEF-kompatibla dataset, varav en del innehåller livsmedel.
- **HESTIA**, <https://www.hestia.earth/>
En öppen webbaserad plattform för att ladda upp och dela miljödata för livsmedel. Utvecklad av forskare på universitetet i Oxford, Storbritannien.

Nilsson m.fl. (o.d.) innehåller en mer detaljerad sammanställning av olika databaser och standarder som finns tillgängliga för livsmedel. Det finns också företag som tillhandahåller olika typer av tjänster för att beräkna miljöpåverkan från livsmedel på mer eller mindre automatiserade sätt, till exempel Carbon Cloud och Consupedia. Exakt hur dessa tjänster fungerar och vilken typ av data som de tillhandahåller har vi inte studerat i detta projekt. Det finns också mycket data tillgänglig i vetenskapliga artiklar och denna data har sammanfattats i översiktsstudier (Clune m.fl., 2017; Poore & Nemecek, 2018).



tillagning (om det gäller ett tillagat livsmedel), transport och paketering. Hushållens transport av maten från butiken till hemmet är dock inte med.

Åtta miljöindikatorer ingår i verktyget: klimatpåverkan, åkermarksanvändning, tillförsel av nytt kväve och fosfor, blåvattenkonsumtion, bekämpningsmedelsanvändning, påverkan på biologisk mångfald från markanvändning samt ammoniakutsläpp (mer om dessa indikatorer i kapitel 4). Klimatpåverkan beräknas enligt metodik beskriven av IPCC (2019) och med data som i huvudsak finns tillgänglig i officiell statistik, rapportering och vetenskaplig litteratur. Åkermarksanvändning beräknas utifrån arealskördar (från Einarsson m.fl., 2021; FAO, 2023) och tillförsel av kväve och fosfor beräknas utifrån gödselmedelsstatistik och kvävefixering i baljväxter för kväve. För vattenkonsumtion har data från Mekonnen och Hoekstra (2011) använts och för biodiversitetsberäkningarna data från Chaudhary och Brooks (2018). För användning av bekämpningsmedel har data samlats in från Eurostat (2022). Denna data är knapphändig för många grödor och grova approximationer behövs göras. Ammoniakutsläppen beräknades med emissionsfaktorer från EMEP / EEA (2019). För mer detaljerad metodbeskrivning, se Rööös m.fl. (kommande).

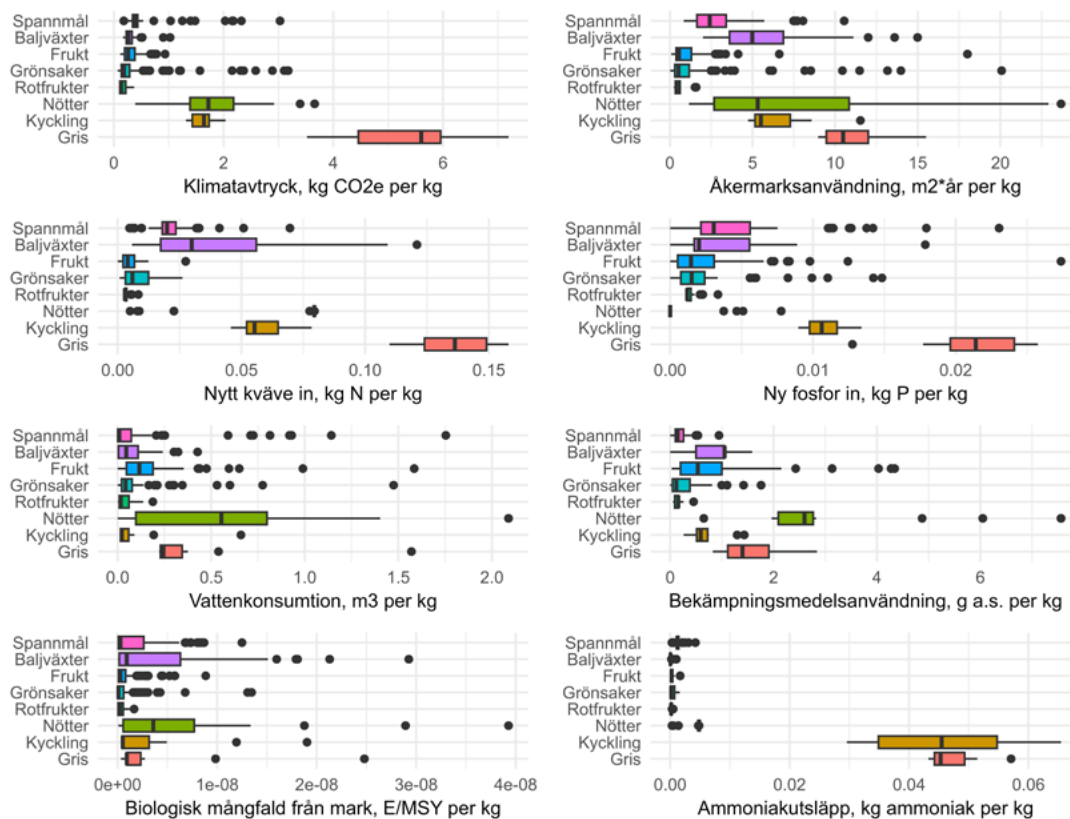
Miljöpåverkan från råvaror

Figur 6.1 och 6.2 visar miljöpåverkan från olika råvaror uppdelade på olika råvarugrupper. Varje datapunkt motsvarar en viss råvara producerad i ett visst land. I gruppen frukt ingår, till exempel, äpplen från Sverige, Polen och Italien, bananer från Costa Rica och meloner från Spanien och Brasilien. Figur 6.1 och 6.2 visar klimatpåverkan från olika råvaror *utan* utsläpp från transporter, förädling (till exempel från vetekorn till vetemjöl), förpackningar och svinn.

Med undantag för nötter har majoriteten av de växtbaserade råvarorna betydligt lägre klimatavtryck än de animaliska. Av de växtbaserade råvarorna har 88 procent ett klimatavtryck under 1 kg CO₂-ekvivalenter per kg och 74 procent har ett klimatavtryck under



0,5 kg CO₂-ekvivalenter per kg. De växtbaserade råvaror som har höga klimatavtryck är bland annat de som har stora utsläpp från avskogning såsom till exempel kaffebönor från Indonesien och Peru. Klimatpåverkan från idisslarkött är högre än för nästan alla andra råvaror. Det är stor variation i klimatavtrycket för nötkött och lammkött beroende på vilka system som köttet är producerat i. Nötkött som har sitt ursprung i mjölkproduktionen (det vill säga kött från mjölkkor som slaktas och kött från kalvar från mjölkproduktion som föds upp för kött) har lägre klimatpåverkan eftersom utsläppen delas upp mellan mjölken och köttet. Nötkött från system som bara producerar kött (så kallad dikalvsproduktion) ger ett högre klimatavtryck per kg kött eftersom det bara produceras kött i det systemet (Ahlgren m.fl., 2022). Det idisslarkött som har lägst klimatpåverkan är det som kommer från intensivt uppfödda kalvar (det vill säga kalvar som föds upp på kort tid och med mycket kraftfoder) och där kalvarna kommer från mjölkproduktion. Denna typ av uppfödning är mycket ovanlig i Sverige då den är förknippad med en rad djurvälståndsutmaningar (AHAW,



Figur 6.2. Miljöpåverkan för olika råvarugrupper (exklusive förädling, förpackning, transport och svinn). Per kg gröda (torkat spannmål och torkade baljväxter, frukt, grönsaker och rotfrukter i färskvikt inklusive skal, ägg med skal, kyckling och griskött som benfritt kött inklusive ätbara inälvor). Från SAFAD version 0.173.

2012) men denna uppfödningssystem är vanlig i till exempel Holland (Eurostat, 2022).

För indikatorerna tillfört nytt kväve och fosfor ser mönstret liknande ut med generellt betydligt högre värden för animaliska råvaror än för de växtbaserade (Figur 6.2 och Figur 6.3). Det beror på den stora mängd foder som ingår i animalieproduktionen och den tillförsel av kväve via baljväxter (framför allt från foderbaljväxter som klöver och alfalfa) och mineralgödsel (framför allt för spannmål) som foderproduktionen innebär. En stor del av detta kväve och fosfor läcker ut från jordbrukssystemet, i huvudsak som nitrat och ammoniak (som bildas vid lagring och spridning av stallgödsel). Därför är också utsläppen av ammoniak per kg kött betydligt högre från animaliebaserade råvaror än från andra råvaror.

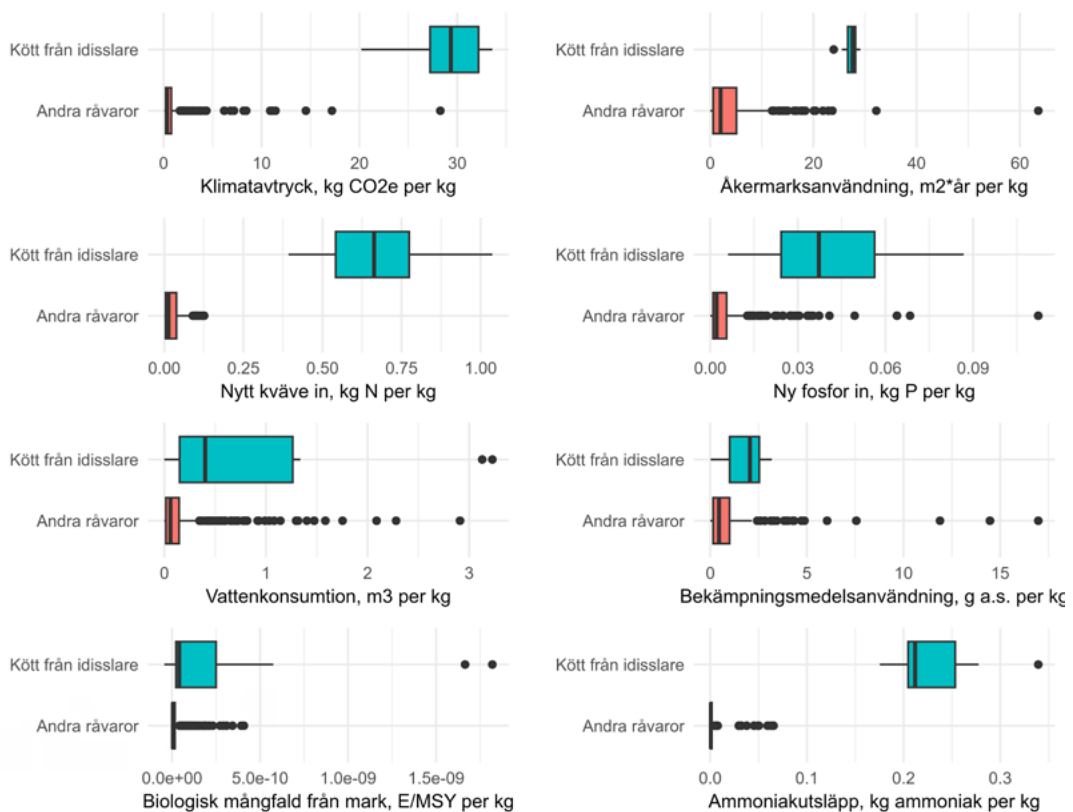
Användningen av åkermark är också nästan alltid högre för kött från idisslare än för övriga råvaror (Figur 6.3). Det beror på att idisslare äter mycket foder, som till stor del odlas på åkermark. I Sverige sker också en stor del av betet på åkermark (i stället för betesmark), speciellt inom mjölkproduktionen. I en del länder kommer en stor del av fodret från betesmark, speciellt på Irland vad gäller både nöt- och lammkött, och för lamm från Spanien till exempel. Det mest extrema exemplet är dock lammkött från Nya Zeeland som inte kräver någon åkermark alls eftersom dessa lamm nästan enbart betar på betesmark (Ledgard m.fl., 2011). Klassificeringen av mark i åker respektive betesmark är kan dock skilja mellan länder. Det man vill försöka fånga genom att titta på åkermarksanvändningen specifikt (i stället för total markanvändning, inklusive bete) är att bra jordbruksmark, det vill säga mark som

lämpar sig för odling av olika sorters grödor för humankonsumtion, är en begränsad resurs medan det finns betydligt mer betesmark tillgänglig globalt. Det är dock inte helt entydigt om en hög åkermarksanvändning är bra eller dåligt (läs mer i Fördjupningsruta 2).

De flesta frukter, grönsaker och rotfrukter samt mjölk har hög avkastning per ytenhet och får på så sätt en låg åkermarksanvändning (Figur 6.2). Råvaror i kategorin grönsaker med hög åkermarksanvändning består av importerade kryddväxter. Dessa används dock i mycket små mängder i kosten. För nötter, men även baljväxter, är det stor variation i hur mycket åkermark som krävs för att producera en viss mängd, vilket beror på variation i skörd. Cashewnötter till exempel har låg skörd och därmed hög åkermarksanvändning,

medan kokosnötter har hög skörd och därmed låg åkermarksanvändning. Bland baljväxterna är det linserna som har lägst skörd och därmed högst åkermarksanvändning (4-15 m²*år per kg), medan ärtor, bond- och sojabönor har högst skördar (åkermarksanvändning 2-3,5 m²*år per kg).

För blåvattenkonsumtion, bekämpningsmedelsanvändning och biologisk mångfald från markanvändningen är det inte samma generella skillnader i miljöpåverkan mellan kött från idisslare och andra råvaror. Generellt kräver produktion av nötter mycket bevattning och blåvattenkonsumtionen blir hög per kg råvara. Även för importerade kryddväxter (i kategorin grönsaker) är vattenkonsumtionen exceptionellt hög per kg produkt men dessa används (som nämns tidigare) i små kvantiteter



Figur 6.3. Miljöpåverkan för kött från idisslare (nötkreatur och får) i jämförelse med påverkan för alla andra råvaror (exklusive förädling, förpackning, transport och svinn). Kött från idisslare som benfritt kött inklusive ätliga inälvor. Från SAFAD version 0.173.



i kosten. Generellt är blåvattenkonsumtionen per kg gröda betydligt större i varma länder som Grekland, Spanien och Italien. Även bekämpningsmedelsanvändningen är hög för nötter, här är dock data mycket osäkra.

Hur stor påverkan på biologisk mångfald från markanvändningen blir beror dels på hur mycket mark som produktionen kräver, samt var produktionen sker. Högst påverkan av alla råvaror har lammkött från Nya Zeeland, Grekland, Spanien och Italien. Lammproduktionen kräver mycket mark och dessa länder har också höga biodiversitetsfaktorer (Chaudhary & Brooks, 2018) vilket indikerar att det är många känsliga arter som påverkas negativt av odling och bete i dessa länder. Lammkött från Nordeuropa (inklusive Sverige) har betydligt lägre negativ påverkan på biologisk mångfald. Metoden som används här är justerad för att till viss del beakta den positiva påverkan som lammproduktion som baseras på naturbete kan ha på den biologisk mångfalden (Fördjupningsruta 3). Andra råvaror som orsakar stor negativ påverkan på biologisk

mångfald från markanvändning är lågavkastande grödor från Sydeuropa såsom nötter och baljväxter från Spanien, eller produkter från tropiska regioner såsom kaffe från Indonesien, Peru, Indien och Brasilien, och kokosnöt från Filippinerna, Indonesien och Indien, samt bananer från Ecuador och Costa Rica.

Många råvaror förädlas⁷ innan de äts. Till exempel mals vete till mjöl och bakas till bröd och rapsfrön pressas till rapsolja och rapskaka⁸ etc. I följande stycken ges några exempel på miljöpåverkan från livsmedel i ätbar form (läs mer om förädling i Fördjupningsruta 5). Klimatpåverkan från energianvändningen för förädling, tillagning, förpackningar och transporter (exklusive transport från butiken till hemmet) inkluderas, samt svinn i produktionen, hos handeln och konsumenten. Se Röös m.fl. (kommande) för en mer detaljerad beskrivning av metoden för att räkna ut miljöpåverkan från dessa livsmedel. Miljöpåverkan för ett stort antal livsmedel kan laddas ned på <https://safad.se/>.

⁷Bearbetning av jordbruksprodukter och andra råvaror till livsmedel.

⁸Används som foder.

FÖRDJUPNINGSRUTA 5:

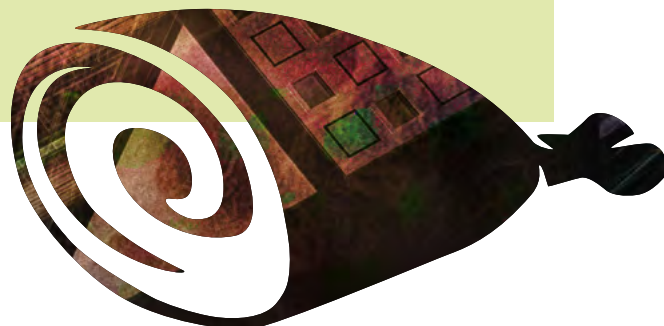
Förädling av livsmedel

En stor del av maten vi äter är förädlad på olika sätt. Varje förädlingssteg orsakar utsläpp av växthusgaser från energianvändningen. Ofta är dock utsläppen från förädlingen lägre än för produktion av råvaran, speciellt när det gäller livsmedel som innehåller animaliska råvaror. Men förädlingen kan också bidra med betydande utsläpp för vissa produkter (Figur 6.4). Varje förädlingssteg som ett livsmedel genomgår bidrar till ökad energianvändning. Utsläppen från förädlingen påverkas i stor utsträckning av vilken typ av energi som används, och speciellt vilken elmix som används, det vill säga hur stora utsläppen från produktion av elektricitet är, något som kan variera mycket för olika länder.

Det är inte alltid bättre ur klimatsynpunkt att tillaga maten hemma jämfört med att köpa förädlade produkter eftersom industriprocesser kan vara mer energieffektiva. I livsmedelsindustrin tillagas mycket mat samtidigt (till exempel i ett bageri där man bakar mycket bröd samtidigt). Men det är stor variation mellan olika livsmedel. Att själv blötlägga och koka sina baljväxter hemma har till exempel en väsentligt lägre klimatpåverkan än att köpa färdigkokta bönor i en förpackning (Karlsson Potter m.fl., 2020). Att tillverka köttliknande texturerade produkter av ärtor och bönor adderar ytterligare förädlingssteg såsom proteinisolering och extrudering vilket gör att dessa produkter har högre utsläpp än baljväxter som bara blötläggs och kokas. Dock har nästan alla sådana produkter mycket lägre utsläpp än kött (Fig. 6.7; Karlsson Potter m.fl., 2020).

I en kost som innehåller mycket kött har förädlingsgraden mindre betydelse för den totala klimatpåverkan från kosten eftersom utsläppen från de animaliska råvarorna har så stor påverkan. I en kost med mindre mängd animalier och med produkter tillverkade i länder med stora utsläpp från elektricitet kan utsläppen från förädlingen ha en stor påverkan (Crippa m.fl. 2021). Det är viktigt att minska även utsläppen från förädling, men om en viss förädling kan göra det enklare att få människor att äta mer växtbaserade produkter och mindre animaliska produkter kan en viss förädling ändå motiveras klimatmässigt.

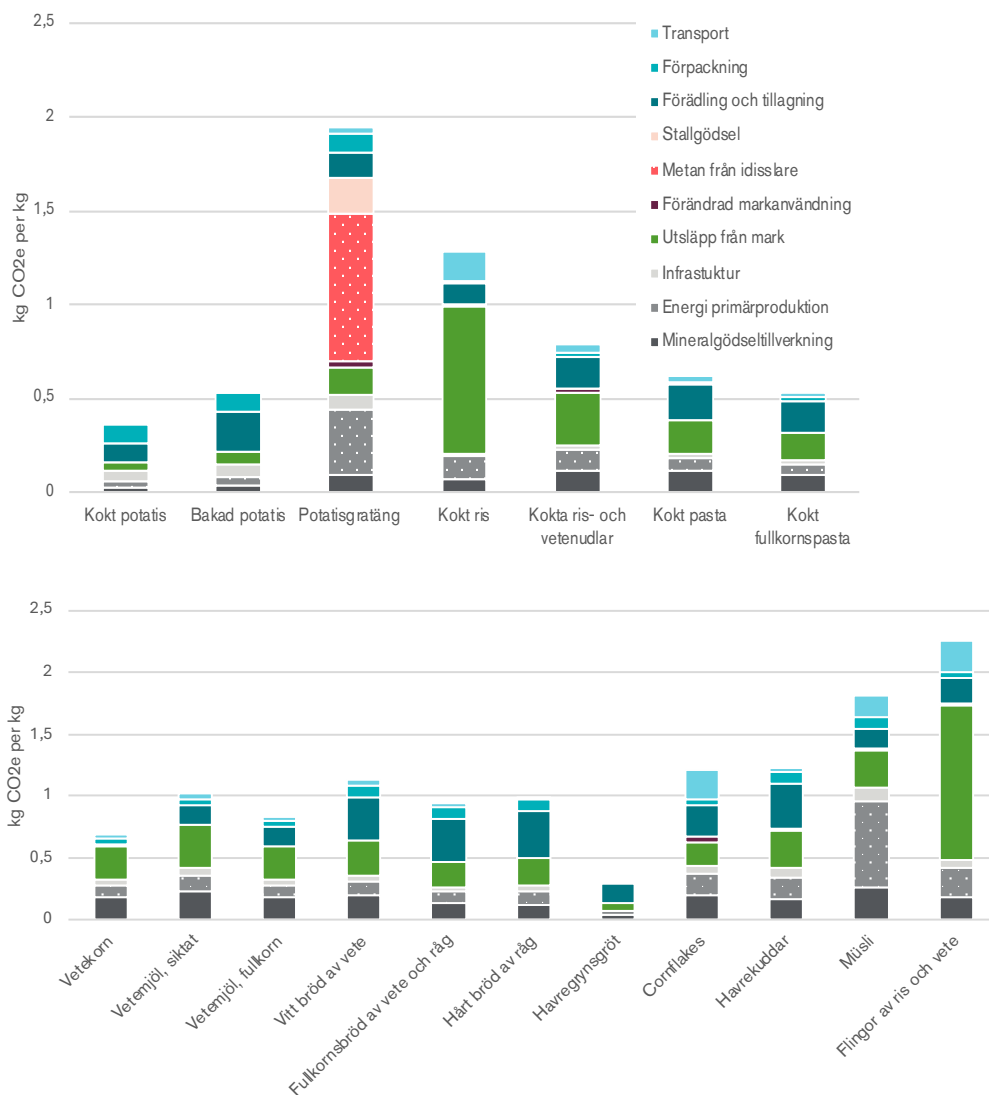
På senare tid har det varit mycket fokus på så kallade "ultraprocessade livsmedel" (ultra-processed foods, UPF). Dels eftersom vissa sådana livsmedel har visat sig vara förknippade med negativa hälsoeffekter, men även för att det uppstått frågor kring deras klimatpåverkan. Vad gäller den svenska kosten så kommer den största klimatpåverkan dock från livsmedel som kategoriseras som icke-förädlade (kött och mejeriprodukter) eller minimalt förädlade (godis, snacks, bakverk) (enligt det så kallade NOVA-systemet; Eneroth, 2023; Sadler m.fl., 2021). Andra forskningsartiklar som studerat klimatpåverkan från olika kosten och dess innehåll av UPF visar på blandade resultat, men det kan konstateras att graden av förädling inte är en bra indikator för en kosts klimatpåverkan, vilken i stor utsträckning påverkas av andelen animaliska livsmedel (Eneroth, 2023).



Spannmålsprodukter och andra kolhydratrika livsmedel

Spannmål (vete, havre, råg, korn, ris, majs etc.) samt potatis har generellt låga utsläpp av växthusgaser per kg produkt jämfört med andra livsmedel (Figur 6.2), med undantag för ris (Figur 6.4). Ris odlas i vatten i vilket det bildas metan vilket är orsaken till risets höga klimatpåverkan. Även annan miljöpåverkan (markanvändning, tillförsel av kväve och fosfor,

användning av bekämpningsmedel, utsläpp av ammoniak) är relativt låg för spannmål jämfört med andra livsmedel, speciellt i jämförelse med animaliska livsmedel (Figur 6.2). Det beror på att vid spannmålsodling får man ut en relativt hög skörd i förhållande till de insatsvaror (gödselmedel, bränsle etc.) som används. Vad gäller vattenanvändning sticker ris ut med ett högre blåvattenkonsumtion än övriga spannmål som sällan bevattnas i någon större utsträckning i de länder där den mat som äts i Sverige produceras.



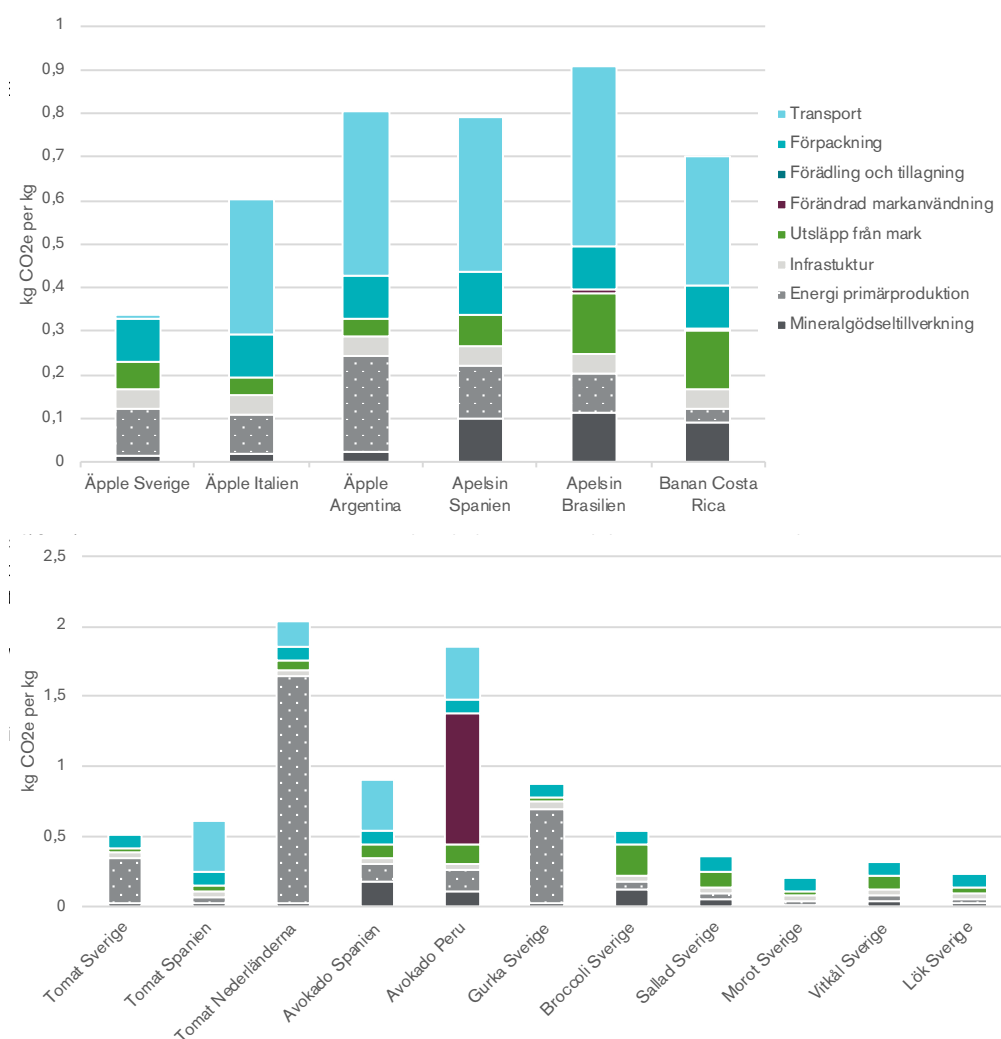
Figur 6.4. Klimatavtryck för några kolhydratrika livsmedel uppdelade i måltidskomponenter (överst), och spannmål- och bageriprodukter samt spannmålsbaserade frukostprodukter (underst). För typiska produkter på den svenska marknaden inklusive svinn i alla led. Från SAFAD version 0.173.

Förädling och tillagning av spannmålsprodukter såsom bröd och pasta utgör en betydande del av klimatpåverkan (Figur 6.4). Att baka potatis ger generellt högre utsläpp än att koka dem. Potatisgratäng har många gånger högre utsläpp än kokt och bakad potatis vilket beror på att gratängen innehåller ost och grädde. Pasta har generellt högre utsläpp än kokt potatis. De nudlar som visas i Figur 6.4 innehåller ris och ägg som ger ett högre klimatavtryck jämfört med pasta (som är gjord enbart på vete och vatten). Vad gäller frukostprodukterna har havregrynsgröten lägst klimatpåverkan men den innehåller också mycket vatten (81 procent). Havrekuddar har relativt höga utsläpp från förädlingen eftersom havren både mals

och extruderas (behandlas under tryck och hög temperatur). Fullkornsprodukter har generellt ett något lägre klimatavtryck på grund av att hela kornet används i produkten (Figur 6.4). På så sätt går det åt totalt sett mindre mängd råvara.

Frukt och grönsaker

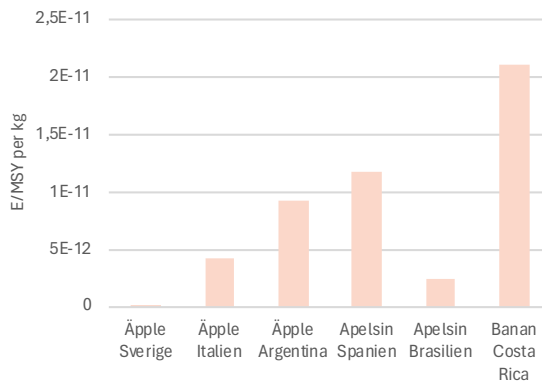
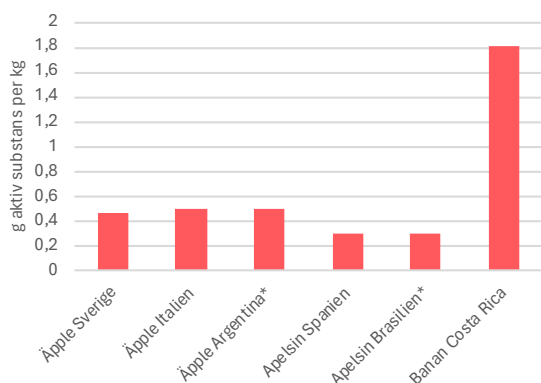
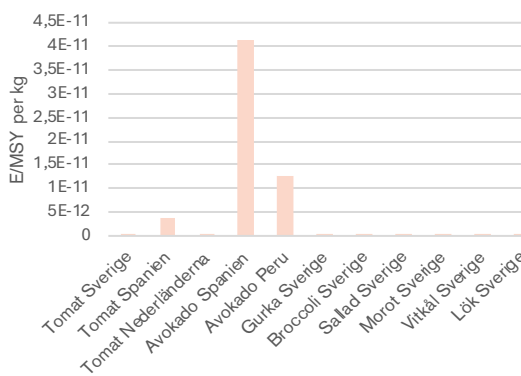
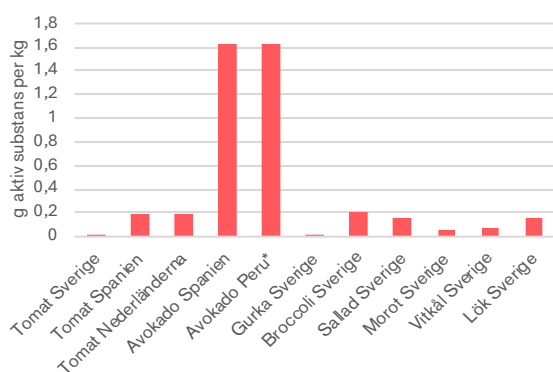
Grönsaker som odlas i växthus, till exempel tomat, gurka, paprika och en del sallad, har ofta högre klimatpåverkan än grönsaker som odlas på friland, till exempel isbergssallad (Figur 6.5). Rotfrukter har ett lågt klimatavtryck på grund av höga skördar (utsläppen per hektar från dieselanvändning i



Figur 6.5. Klimatavtryck för olika frukter (överst) och grönsaker (underst) från olika länder inklusive svinn i alla led. Från SAFAD version 0.173.

traktorer och gödsel etc. fördelas på större mängd gröda). För frukt och grönsaker som transporteras långa avstånd, till exempel från Sydeuropa med lastbil eller Sydamerika med lastfartyg kan utsläpp från transporten utgöra hälften eller mer av klimatavtrycket (se mer om transporter i Fördjupningsruta 6).

Data över bekämpningsmedelsanvändning, både mängder och vilka ämnen som används, är mycket knapphändiga. Det finns en del statistik över total användning av bekämpningsmedel per land i databasen FAO (2023), men användningen är inte uppdelad per gröda. I databasen Eurostat (2022) finns data över bekämpningsmedelsanvändning för vissa grödor i EU. Det är upp till länderna själva att avgöra för vilka grödor de vill rapportera,



Figur 6.6. Bekämpningsmedelsanvändning och påverkan på biologisk mångfald för ett antal vanliga grönsaker och frukter på den svenska marknaden. Från SAFAD version 0.173. *På grund av brist på data är bekämpningsmedelsanvändningen approximerad med samma produkt från ett annat land (avokado från Peru approximerad med avokado från Spanien, äpple från Argentina med äpple från Italien, och apelsin från Brasilien med apelsin från Spanien.)

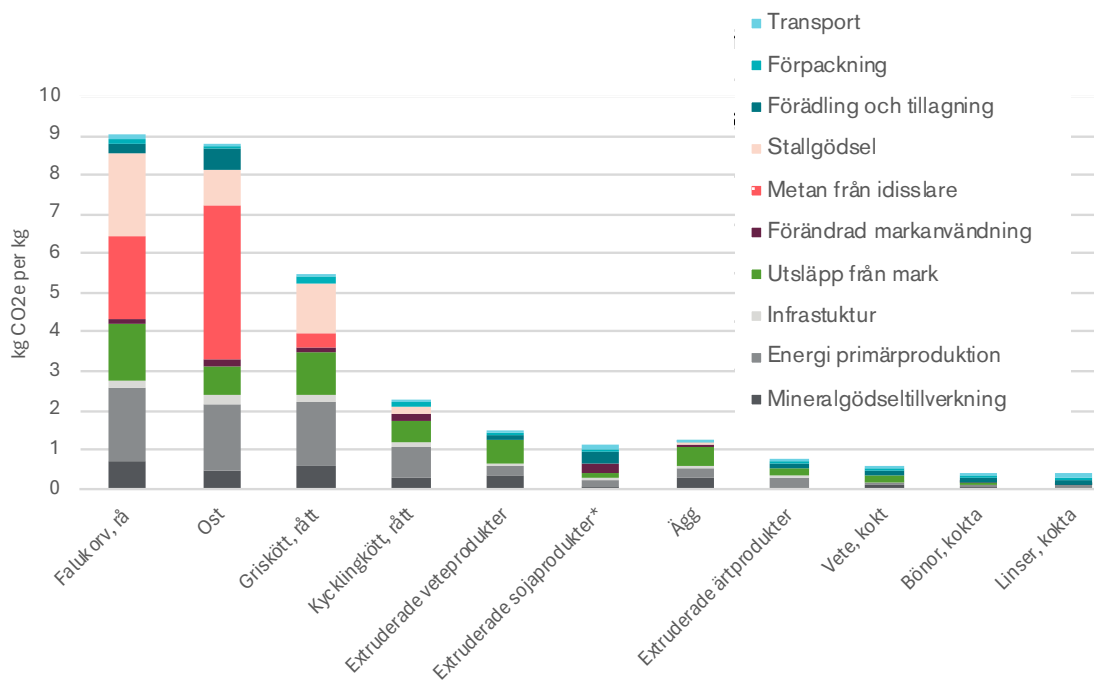
varför statistiken skiljer sig väsentligt mellan länder. För Sverige finns statistik över använda mängder bekämpningsmedel per hektar för de stora grödorna (olika spannmål, raps, potatis, baljväxter och vall) (Kemikalieinspektionen och SCB, 2022). För frukt och grönsaker finns dock bara aggregerade värden, det vill säga användningen är inte uppdelad på olika typer av frukt och grönsaker. Skillnaden mellan olika svenska grönsaker beror således på skillnad i avkastning (Figur 6.6). Tomat och gurka har höga hektarskördar och den genomsnittliga hektaranvändningen slås därför ut på fler produkter varför bekämpningsmedelsanvändningen blir låg per kg produkt.

Påverkan på biologisk mångfald från markanvändningen drivs av hur mycket mark som används och var den ligger. Mer biologisk mångfald påverkas negativt av jordbruksproduktionen i till exempel Spanien och Peru, än i Nederländerna och Sverige (Figur 6.6). Grönsaker med lägre skördar får också ett högre värde per kg produkt.

Proteinkällor

Kött och andra animaliska livsmedel har generellt en betydligt högre klimatpåverkan än de flesta växtbaserade proteinkällor (Figur 6.2 och 6.3). Det beror på att djuren behöver äta mycket foder för att producera kött, mjölk och ägg samt att det också sker betydande utsläpp i hanteringen av djurens gödsel. För kött och mjölk från idisslare tillkommer också betydande utsläpp av metan.

Klimatpåverkan från ost och falukorv är ungefär lika stora och en betydande del av utsläppen kommer för dessa produkter från idisslarnas metanutsläpp och gödselhanteringen (Figur 6.7). Stora utsläpp kommer också från energianvändningen i jordbruket, i stallar och från slakten. Klimatpåverkan från gris- och kycklingkött samt ägg kommer i huvudsak från energianvändning i jordbruk och slakt, utsläpp av lustgas från marken i foderproduktionen samt tillverkning av mineralgödsel. För grisköttet bidrar också hantering



Figur 6.7. Klimatavtryck för olika proteinrika livsmedelsråvaror på den svenska marknaden. Från SAFAD version 0.173. *Sojaprodukter för humankonsumtion kommer vanligtvis inte från områden förknippade med avskogning, men här visas klimatavtrycket inklusive vissa utsläpp från avskogning.

av gödsel med betydande utsläpp. Kycklingkött har en lägre klimatpåverkan per kg kött än griskött eftersom kycklingproduktionen kräver mindre foder (cirka 3,3 kg per kg benfritt kycklingkött) än grisproduktionen (cirka 6,5 kg per kg benfritt griskött). Ägg har en lägre klimatpåverkan än gris- och kycklingkött eftersom en höna lägger många ägg under sin livstid. Det vill säga, det foder som hönan äter räcker till att producera många ägg. Det går åt cirka 2,4 kg foder per kg ägg.

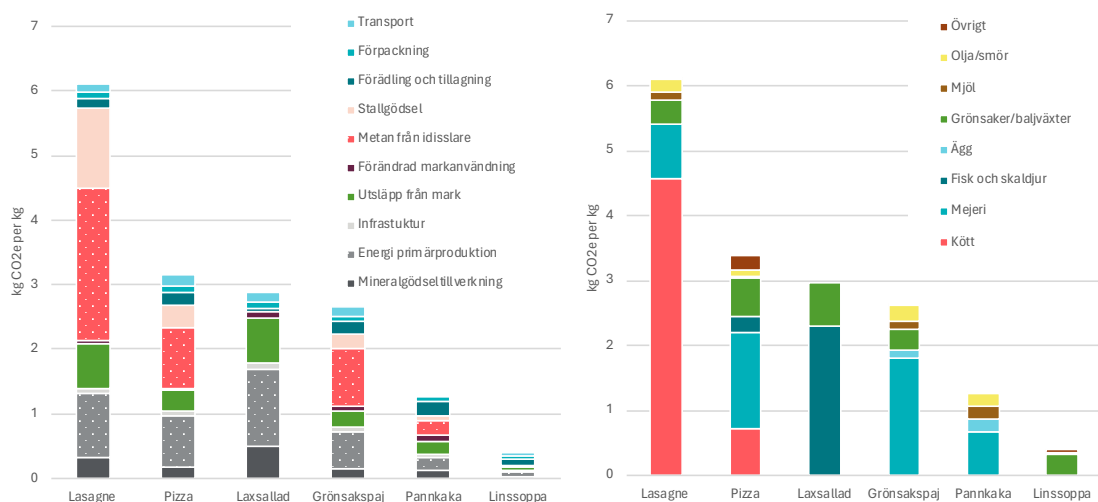
För de växtbaserade proteinkällorna har extruderade produkter av soja, ärtor och vete högre utsläpp än om spannmålen och baljväxterna bara blötläggs och kokas (Figur 6.7). Kokta bönor, linser och spannmål har dock en lägre proteinhalt än animalierna och de extruderade växtbaserade produkterna.



Sammanstatta rätter

Figur 6.8 visar klimatavtrycket för ett antal sammansatta rätter uppdelat på olika delsteg i produktionen och olika ingredienser. Mellan 50–95 procent av klimatpåverkan kommer från jordbruksproduktionen. Från marken sker utsläpp av lustgas när kväve omsätts och till det kommer

energirelaterade utsläpp som uppstår vid tillverkning av mineralgödsel, byggnader och maskiner samt vid förbränning av diesel i till exempel traktorer och spannmålstorkar. För de produkter som innehåller animaliska livsmedel tillkommer metanutsläpp från idisslarnas matsmältning och utsläpp av metan och lustgas från gödselhanteringen. Utsläpp från förändrad markanvändning kommer från import av råvaror och foder från regioner där avskogning sker.



Figur 6.8. Klimatavtryck från olika sammansatta rätter i tillagad form, inklusive svinn i alla led. Uppdelat på olika delsteg (vänster) och ingredienser (höger). Från SAFAD version 0.173.

FÖRDJUPNINGSRUTA 6:

Transporter och förpackningar

För kosten som helhet står utsläpp från transporter av råvaror för en mindre del – för den svenska kosten cirka fyra procent (exklusive transporter mellan affären och hemmet). För enskilda livsmedel kan dock transporternas andel av utsläppen vara betydande. Speciellt för växtbaserade livsmedel där utsläppen i produktionen är små. Att transportera ett kg äpplen från Nya Zeeland med båt eller från Spanien med lastbil orsakar utsläpp av växthusgaser i storleksordningen 0,3–0,4 kg CO₂-ekvivalenter, vilket är ungefär lika mycket som de utsläpp som orsakas i produktionen (Figur 6.5). Transportutsläppen för långväga växtbaserade produkter kan alltså utgöra upp till hälften av växthusgasutsläppen för en viss råvara. När det gäller animaliska produkter har transporten, relativt sett, inte lika stor betydelse. För lammkött från Nya Zeeland till exempel står transporten endast för några få procent eftersom klimatavtrycket för lammköttet är så mycket högre – cirka 30 kg CO₂-ekvivalenter. Utsläpp från köldmedia som används i transporter av kylda eller frysta produkter bidrar också till klimatpåverkan.

Hur stora utsläppen från transporter blir beror i stor utsträckning på hur transporten sker, det vill säga i vilket typ av fordon. I jämförelse med personbilar eller mindre lastbilar är tågtransporter, stora lastbilar eller stora lastfartyg betydligt mycket mer effektiva. Det räcker med att åka 3–4 km med en diesel- eller bensindriven personbil så har man orsakat lika

stora utsläpp som 1 kg mat som rest från Nya Zeeland. Det är således viktigt att minska och effektivisera alla typer av transporter – långa liksom korta.

Flygtransport av livsmedel orsakar alltid stora växthusgasutsläpp (Carlsson-Kanyama & González, 2009), men det är få livsmedel som flygtransporteras. De produkter som transporteras med flyg är främst känsliga grönsaker och frukter med kort hållbarhet, till exempel färska bär, sparris, sockerärter, haricots verts och viss exotisk frukt som stjärnfrukt. Andra mer vanliga exotiska frukter som banan, mango och ananas fraktas däremot med båt eftersom de har längre hållbarhet. Även färsk fisk såsom hummer, tonfisk och svärdfisk fraktas med flyg, medan produkter som säljs frysta i stället har fraktats med båt eller lastbil. Det sistnämnda gäller även för fisk som finns i färdigprodukter som till exempel soppor.

Förpackningar är ofta viktiga och oundvikliga för att förvara mat och se till att maten inte blir dålig och måste slängas. Förpackningens bidrag till klimatpåverkan är ofta liten i förhållande till klimatpåverkan från livsmedlet självt – en genomsnittlig förpackning för 1 kg mat orsakar utsläpp i storleksordningen 0,03–0,6 kg CO₂-ekvivalenter per kg förpackad mat (Röös m.fl., kommande). Återvinningsbara förpackningar i papper orsakar lägre utsläpp än metall- och glasförpackningar.



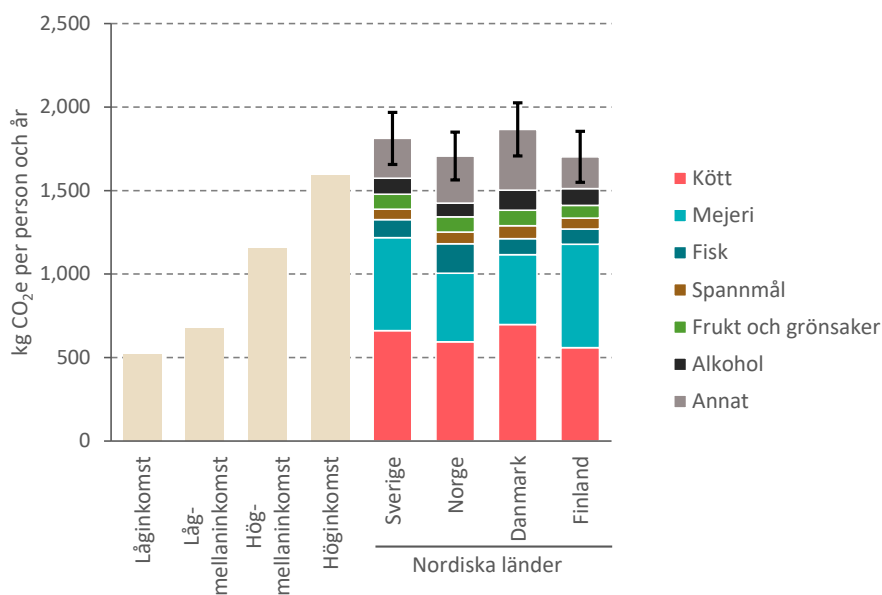
7. Hur står det till med den svenska kosten?

Svenskarnas matvanor mäts i regelbundna kostundersökningar. De senaste nationella undersökningen bland vuxna genomfördes av Livsmedelsverket 2010–2011 (Amcoff m.fl., 2012) och bland ungdomar 2016–2017 (Lemming m.fl., 2018). Undersökningen bland vuxna visade att svenskarnas matvanor inte är tillräckligt bra ur ett folkhälsoperspektiv. Få människor äter enligt kostrekommendationerna och många äter till exempel för lite frukt, grönsaker och fisk samt för lite av produkter som innehåller fibrer och fullkorn. Svenskarna får också i sig för mycket salt, socker och mättat fett. En annan slutsats från undersökningen var att kvinnor generellt har bättre matvanor än män, till exempel på grund av ett högre intag av frukt och grönsaker samt fisk.

Vad gäller den svenska kostens klimatpåverkan visar flera studier att våra matvanor orsakar höga växthusutsläpp ur ett internationellt perspektiv. Till exempel visade en studie av Wood m.fl. (2019) att Sverige och de nordiska

ländernas livsmedelskonsumtion orsakar en klimatpåverkan som är långt högre än kosten i låg- och medelinkomstländer, men även högre än andra höginkomstländer. Anledningen till detta är framför allt en hög konsumtion av kött och mejeriprodukter, som står för 65 till 75 procent av växthusgasutsläppen i de nordiska länderna (Figur 7.1). I en utvärdering av kostvanor i 156 länder fann man liknande resultat (Chaudhary m.fl., 2018), där Sverige återfanns bland de länder med högst växthusgasutsläpp (plats 13) efter länder som Nya Zeeland, Australien, USA och Argentina. För dessa länder, inklusive Sverige, pekade författarna på att den största påverkan orsakades av konsumtionen av kött och mejeriprodukter.

Flera studier har undersökt klimatpåverkan från den svenska kosten i mer detalj. I tabell 7.1 summeras de studier vi kunnat hitta, samt hur de skiljer sig i metodval och resultat. Vi inkluderar i denna sammanställning inte studier som undersöker miljöpåverkan utifrån en viss



Figur 7.1. Klimatpåverkan per person och år för den genomsnittliga kosten i olika nordiska länder i jämförelse med klimatpåverkan för genomsnittliga kosten i låg-, medel- och höginkomstländer. Modifierad från Wood m.fl. (2019).

kosthållning såsom vegansk eller vegetarisk kost, eller utifrån livstildieter såsom LCHF, och inte heller studier av kosten som utgår från nationella riktlinjer såsom de Nordiska Näringsrekommendationerna. Utan det vi redovisar här är kosten som representerar genomsnittlig konsumtion för svenska vuxna och barn.

Resultaten från studierna visar att klimatpåverkan från den svenska medelkosten för den vuxna befolkningen vanligtvis ligger i spannet 1,8 och 2,2 ton CO₂-ekvivalenter per person och år. I spannet ingår inte de 11 studier som fokuserar på olika kön och åldersgrupper, eller som enbart representerar individer från en viss region i Sverige. Variationen i uppskattningen av den svenska kostens klimatpåverkan beror

till exempel på vilka konsumtionsdata som beräkningen grundar sig på, samt metodval som gjorts i framtagandet av klimatdata, till exempel i fråga om studiernas systemgränser och hur olika växthusgasers klimatpåverkan beräknas (se kapitel 4). Två studier sticker ut jämfört med de andra studiernas resultat på nationell nivå: Eustachio Colombo m.fl. (2023) och Sandström m.fl. (2018) som redovisar ett resultat på 1,1 respektive 1,5 ton CO₂-ekvivalenter per person och år.

Vad gäller Eustachio Colombo m.fl. (2023) förklaras detta främst av valda systemgränser för den utsläppsdata som använts (se vidare diskussion längre ned). Studien av Sandström m.fl. (2018) inkluderar inte fossila koldioxidutsläpp från primärproduktionen och inte heller fisk, skaldjur, inälvor och animaliska fetter.

Tabell 7.1: Sammanställning av studier som kartlagt klimatpåverkan från svensk genomsnittlig kost.

| Studie | Metodval klimatberäkning | Systemgräns klimatberäkning | Metodval kostdata | Resultat (ton CO ₂ -ekv./person och år) |
|----------------------------------|---|--|---|--|
| Studier på nationell nivå | | | | |
| Bryngelsson m.fl. (2016) | LCA-beräkningar kompletterat med LCA-data från databaser och tidigare studier. GWP ₁₀₀ enligt IPCC (2013) ^{1a} . | Primärproduktion till gårdsgård ² | Direktkonsumtion 2013 från Jordbruksverket och Livsmedelsverket | 1,8 |
| Cederberg m.fl. (2019) | Input/output-analys med databasen EXIOBASE3. Länkar samman jordbruks- och miljöstatistik med ekonomiska data för handel mellan länder. Motsvarar handeln 2013. GWP ₁₀₀ enligt IPCC (2013) ^{1b} . | Primärproduktion till konsument, inklusive utsläpp från förändrad markanvändning | | 2,0 |
| Eustachio Colombo m.fl. (2023) | LCA-data från RISE klimatdatabas för livsmedel. GWP ₁₀₀ enligt IPCC (2007) ³ . | Primärproduktion till fabriksgrind | Riksmaten vuxna 2010/2011, 1 797 personer i åldrarna 18-80 år | 1,1 |
| Martin and Brandão (2017) | LCA-data från databaser och tidigare studier. Justerade för att ha samma systemgräns och GWP-faktorer. | Primärproduktion till konsument, inklusive svinn i alla led men exklusive förvaring och tillagning | Konsumtionsdata från FAO Food Balance Sheets 2011, justerat till en befolkning på 10,5 miljoner motsvarande år 2020 | 2,0 |
| Moberg m.fl. (2020) | LCA-beräkningar för klimatpåverkan (samt även andra miljöindikatorer) av svensk livsmedelskonsumtion baserad på miljöstatistik kompletterat med data från databaser och tidigare LCA-studier. Representerar konsumtionen 2011-2015. GWP ₁₀₀ enligt IPCC (2013) ^{1a} . | Primärproduktion till butik, inklusive utsläpp från markanvändning och förändrad markanvändning, samt svinn i alla led | Direktkonsumtion 2011-2015 från Jordbruksverket | 2,2 |

| | | | | |
|--|---|---|--|---|
| Moberg m.fl. (2021) | LCA-data från Moberg m.fl. (2020) kompletterat med beräkningar för ytterligare produkter enligt samma metodik | Primärproduktion till butik, inklusive utsläpp från markanvändning och förändrad markanvändning, samt svinn i alla led | Direkt- och totalkonsumtion 2018 från Jordbruksverket kompletterat med FAO Food Balance Sheets 2018 | 2,0 |
| Röös m.fl. (2015a) | LCA-data från tidigare studier, justerad för att ha samma systemgräns. Representerar konsumtionen 2007-2011. | Primärproduktion till tillagning, inklusive svinn i alla led | Riksmaten vuxna 2010/2011, 1 797 personer i åldrarna 18-80 år | 1,9 |
| Sandström m.fl. (2018) | Data på klimatrelaterade utsläpp från databaser och tidigare studier sammanlänkas med modell över internationell handel. GWP ₁₀₀ enligt IPCC (2007) ³ . | Primärproduktion och internationell transport, inklusive förändrad markanvändning. Tar inte med fossila utsläpp i primärproduktionen. | Konsumtionsdata från FAO Food Balance Sheets 2009-2011, samt foder från tidigare studie. Fisk, skaldjur, inälvor och animaliska fetter inkluderas inte i analysen. | 1,5 |
| Wood m.fl. (2019) | LCA-data från review-studie av växthusgasutsläpp från livsmedel ⁵ | Primärproduktion till grossist | Konsumtionsdata från FAO Food Balance Sheets 2010-2013 | 1,8 |
| Studier för olika urvalsgrupper av åldrar, kön och regioner i Sverige | | | | |
| Bälter m.fl. (2017) | Klimatdata från Sjörs m.fl. (2016), se tabell | Primärproduktion till butik | Självrapporterad data för 5364 personer i åldrarna 18-45 år | 1,7 |
| Eustachio Colombo m.fl. (2021) | LCA-data från RISE klimatdatabas för livsmedel. GWP ₁₀₀ enligt IPCC (2007) ³ . | Primärproduktion till fabriksgrind | Riksmaten ungdom 2016/2017, 3099 flickor och pojkar i Åk 5 (11-12 år), Åk 8 (14-15 år), Åk 11 (17-18 år) | 1,6 |
| Hallström m.fl. (2021) | LCA-data från tidigare studier, justerad för att innehålla samma metodval. GWP-värden enligt IPCC (2007, 2013) ⁶ . | Primärproduktion till konsument, inklusive tillagning och svinn i alla led | Självrapporterad data för 25 540 kvinnor och 26 578 män i åldrarna 56-95 år | Medel: 2,0 Kvinnor: 1,7 Män: 2,3 |
| Hallström m.fl. (2022) | Klimatdata från Moberg m.fl. (2020), se tabell. Data justerad för att täcka förluster och svinn hos konsument. | Primärproduktion till konsument, inklusive tillagning och svinn i alla led | Självrapporterad data för 25 540 kvinnor och 26 578 män i åldrarna 56-95 år | Medel: 2,2 Kvinnor: 1,9 Män: 2,5 |
| Hjorth m.fl. (2020) | LCA-data från tidigare studier. GWP-värden enligt IPCC (2007, 2013) ⁶ . | Primärproduktion till butik, inklusive svinn i alla led | Självrapporterad data vid två tillfällen (T1/T2) 1996-2016 inom Västerbottens interventionsprogram för 14 591 kvinnor och 13 347 män | T1/T2 Kvinnor: 1,1/1,1 ⁷ Män: 1,4/1,4 ⁷ |
| Lindroos m.fl. (2023) | LCA-data från RISE klimatdatabas för livsmedel. GWP ₁₀₀ enligt IPCC (2007) ³ . | Primärproduktion till fabriksgrind, inklusive transport till Sverige men inte förpackning. Klimatdata uttryckt i ätbar vikt, justerade för icke-ätbara delar och viktförändringar vid tillagning. | Riksmaten ungdom 2016/2017, 3099 flickor och pojkar i Åk 5 (11-12 år), Åk 8 (14-15 år), Åk 11 (17-18 år) | Flickor Åk 5: 1,1 Åk 8: 1,1 Åk 11: 1,1 Pojkar Åk 5: 1,2 Åk 8: 1,5 Åk 11: 1,6 |

| | | | | |
|---------------------|---|---|--|--|
| Mehlig m.fl. (2021) | LCA-data från RISE klimatdatabas för livsmedel. GWP ₁₀₀ enligt IPCC (2007) ³ . | Primärproduktion till fabriksgrind | Självrapporterad data vid två tillfällen 2001-2004 (T1) respektive 2014-2018 (T2) för personer i Göteborgsområdet, för fem olika åldersgrupper i åldrarna 25-75 år | T1/T2 25-34 år: 1,3/0,88 ⁸ 35-44 år: 1,2/1 ⁸ 45-54 år: 1,2/1,1 ⁸ 55-64 år: 1,2/1,1 ⁸ 65-75 år: 1,1/0,92 ⁸ |
| Sjörs m.fl. (2016) | LCA-data från tidigare studier justerad för att täcka samma systemgränser och GWP-värden ⁴ | Primärproduktion till butik | Självrapporterad data för 166 personer i åldrarna 20-63 år | 1,8 |
| Sjörs m.fl. (2017) | LCA-data från tidigare studier justerad för att täcka samma systemgränser och GWP-värden ⁴ | Primärproduktion till fabriksgrind | Riksmaten vuxna 2010/2011, 1 797 personer i åldrarna 18-80 år | Kvinnor: 1,5 Män: 2,0 |
| Strid m.fl. (2019) | LCA-data från tidigare studier. GWP-värden enligt IPCC (2007, 2013) ⁶ . | Primärproduktion till butik, inklusive svinn i alla led | Självrapporterad data vid två tillfällen 1996-2016 inom Västerbottens interventionsprogram för 46 893 kvinnor och 45 766 män i åldrarna 29-65 år | Kvinnor: 1,1 ⁸ Män: 1,3 ⁸ |
| Strid m.fl. (2023) | LCA-data från RISE klimatdatabas för livsmedel. GWP ₁₀₀ enligt IPCC (2007) ³ . | Primärproduktion till fabriksgrind | Självrapporterad data inom Västerbottens interventionsprogram för 49 124 kvinnor och 47 651 män i åldrarna 35-65 år | Kvinnor: 0,8 ⁸ Män: 1,0 ⁸ |

^{1a}GWP₁₀₀ enligt (Myhre m.fl., 2013) inklusive den effekt som utsläpp av metan och lustgas har på kolcykeln: metan 34, lustgas 298

^{1b}GWP₁₀₀ enligt Myhre m.fl. (2013) utan den effekt som utsläpp av metan och lustgas har på kolcykeln: metan 28, lustgas 265

²För socker, alkohol, snacks, sötsaker och drycker ingår även förädling och förpackning

GWP₁₀₀ enligt IPCC (2007): metan 25, lustgas 298

⁴Metan 34, lustgas 296

⁵Clune m.fl. (2017)

GWP₁₀₀ enligt IPCC (2007) förutom för ris och animalier, då GWP₁₀₀ används för metan enligt IPCC (2013) som inkluderar den effekt som utsläpp av metan och lustgas har på kolcykeln.

⁷Energijusterat resultat

⁸Formuläret för självrapportering täcker inte hela dieten och de rapporterade värdena är därför i underkant

Eustachio Colombo m.fl. (2023) och Röös m.fl. (2015a) använder sig av konsumtionsdata där deltagare själva skattat sitt matintag i Livsmedelsverkets senaste nationella undersökning bland vuxna (Amcoff m.fl., 2012). Resultatet från de båda studierna som baseras på självrapporterade data är mycket olika (1,1 respektive 1,9 ton CO₂-ekvivalenter per person och år). Skillnaderna kan delvis förklaras av de systemgränser som används där Eustachio Colombo m.fl. (2023) inkluderar

de utsläpp som sker fram till fabriksgrind, medan studien av Röös m.fl. (2015a) tar hänsyn till alla utsläpp som sker fram till tallriken, inklusive svinn i alla led. Individer som självrapporterar sin kost kan underskatta sitt energiintag. I studien av Röös m.fl. (2015a) justerade man för den troliga underrapporteringen i Livsmedelsverkets kostundersökning, vilket är en annan förklaring till skillnaden i resultatet mellan de båda studierna.



I likhet med Eustachio Colombo m.fl. (2023) använder Bryngelsson m.fl. (2016) en systemgräns som sträcker sig kortare än de flesta övriga studier. Bryngelsson m.fl. (2016) inkluderar utsläpp fram till gårdsgård, medan övriga studier går längre och inkluderar efterföljande led, fram till grossist, butik eller konsument. Resultatet från studien av Bryngelsson m.fl. (2016) är dock fortfarande i linje med andra studiers resultat vilket skulle kunna bero på användningen av GWP-faktorer från Myhre m.fl. (2013) som resulterar i jämförelsevis högre rapporterad klimatpåverkan för vissa livsmedel såsom nöt- och lammkött än flertalet andra studier som baseras på äldre och lägre GWP-faktorer (se kapitel 4).

Martin och Brandão (2017) och Wood m.fl. (2019) använder båda konsumtionsdata från FAO. Resultatet för klimatpåverkan från Martin och Brandão (2017) är dock något högre än Wood m.fl. (2019) (2,0 jämfört med 1,8 ton CO₂-ekvivalenter per person och år) vilket skulle kunna förklaras av att systemgränsen för Martin och Brandão (2017) sträcker sig till konsumenter, jämfört med grossist för Wood m.fl. (2019).

Majoriteten av studierna i tabell 7.1 använder sig av LCA-data för att uppskatta klimatpåverkan

för kosten. Cederberg m.fl. (2019) använder dock istället input-outputanalys baserat på den multiregionala databasen EXIOBASE3. Modellen, som är en så kallad multi-regional input-output-modell (MRIO), kopplar samman uppskattningar av växthusgasutsläpp i olika ekonomiska sektorer med statistik över handel som beskrivs av ekonomiska transaktioner i och mellan länder. MRIO-databasen EXIOBASE används även i beräkningar av Sveriges officiella statistik för konsumtionsbaserade utsläpp av livsmedel och andra varugrupper (SCB, 2023b). Utifrån en uppdatering av EXIOBASE 2019 har ny bakgrundsdata kring miljörelaterade utsläpp inkluderats, till exempel kring energi och energirelaterade utsläpp. Med nuvarande beräkningsmodell uppskattades de svenska konsumtionsbaserade utsläppen från livsmedel till 17,5 Mton CO₂-ekvivalenter för år 2015, och 16,5 Mton CO₂-ekvivalenter för år 2020, räknat med GWP-faktorer från IPCC (2013).

Generellt tenderar MRIO-modeller att använda vidare systemgränser än LCA och inkludera fler utsläppskällor vilket kan resultera i högre rapporterad klimatpåverkan än om beräkningarna görs baserat på LCA-data (Cederberg m.fl., 2019). Vad gäller till exempel Moberg m.fl.

(2020), rapporterar denna studie dock ett högre värde på klimatpåverkan jämfört med som är beräknade med MRIO-metoden i SCB:s konsumtionsstatistik. Utsläppen som redovisas i SCB:s konsumtionsbaserade statistik tar dock inte hänsyn till utsläpp från förändrad markanvändning, vilket görs i Moberg m.fl. (2020). På global nivå står tropisk avskogning för ungefär en tiondel av växthusgasutsläppen från alla sektorer (IPCC, 2019). Det går att koppla ihop konsumtionen av råvaror från jordbruket med avskogningen och på så sätt fördela avskogningens utsläpp på olika råvaror (Pendriell m.fl., 2019a; Pendriell m.fl., 2019b; Pendriell m.fl., 2022). Ungefär en tiondel av klimatpåverkan från den svenska livsmedelskonsumtionen har uppskattats komma från avskogning. Soja för djurfoder, nötkött från Latinamerika, samt palmolja och palmprodukter med ursprung i Sydostasien är bland de importerade råvaror som bidrar mest till avskogning (Brown m.fl., 2022; Cederberg m.fl., 2019).

Lägger man till utsläpp för förändrad markanvändning till den officiella statistiken enligt de senaste skattningarna (Pendriell m.fl., 2022), ökar dessa till 20,4 Mton CO₂-ekvivalenter för år 2015, eller 2,1 ton CO₂-ekvivalenter per person jämfört med de 2,2 ton CO₂-ekvivalenter

per person och år som redovisas i Moberg m.fl. (2020). Resterande skillnader förklaras troligtvis av att MRIO-modellen till skillnad från LCA-beräkningarna fångar in de omställningar av energisystemen som skett i Sverige och övriga Europa de senaste åren, vilket lett till minskade fossila CO₂-utsläpp från hushållens livsmedelskonsumtion.

I en studie av Sjörs m.fl. (2017) fann man stora skillnader mellan kvinnors och mäns klimatpåverkan från kosten. Kvinnors kost gav upphov till en klimatpåverkan på cirka 1,5 ton CO₂-ekvivalenter per person och år, jämfört med 2,0 ton CO₂-ekvivalenter för män. Skillnaderna minskade dock när klimatpåverkan justerades för det totala energiintaget, och var då bara sex procent högre för männen. Hallström m.fl. (2021) som undersökte matvanor hos svenskar i åldrarna 56 till 95 fann liknande resultat: klimatpåverkan från mäns kost visade sig vara i snitt 36 procent högre än kvinnors i samtliga åldersgrupper, men i den energijusterade kosten var kvinnors klimatavtryck istället cirka två procent högre än männens. Ju äldre deltagarna var, desto lägre var klimatpåverkan från kosten, där den äldsta gruppen på 81-95 år hade 46 procent lägre klimatavtryck jämfört med den yngsta gruppen



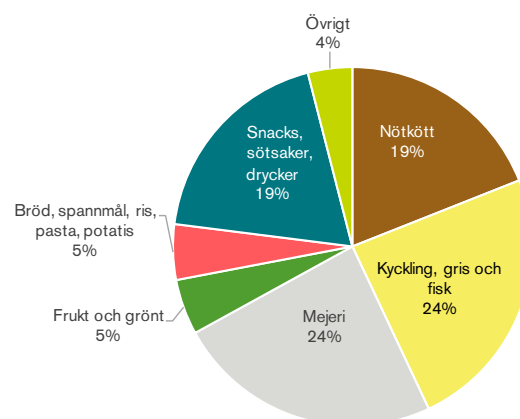
bland deltagarna på 56–60 år. Skillnaderna var som störst mellan åldersgrupper för män. En del av skillnaderna förklarades av vilka livsmedel som ingick i kosten, till exempel stod kött och mejeriprodukter som har hög klimatpåverkan per kg, för en något högre andel av kosten hos män än kvinnor. Denna skillnad var dock störst mellan olika åldersgrupper av män. Den främsta anledningen till skillnaderna i klimatpåverkan från kosten var dock olika energiintag mellan könen och åldersgrupper, det vill säga att männen äter mer mat. Hjorth m.fl. (2020) undersökte klimatpåverkan från kosten utifrån insamlad data för personer mellan 29 och 65 år i Västerbotten, och fann i motsats till Sjors m.fl. (2017) och Hallström m.fl. (2021), stora skillnader mellan könen (20 procent) även efter att klimatavtrycket justerades för det totala energiintaget.

I likhet med resultatet från studien av Eustachio Colombo m.fl. (2023) redovisar studierna av Strid m.fl. (2019), Strid m.fl. (2023) och Mehlig m.fl. (2021) ett lägre resultat än många av de andra studierna. Detta förklaras dels av val av systemgränser för utsläppsdaten (RISE klimatdatabas sträcker sig till fabriksgrind och inkluderar inte svinn), och dels av den självrapporterade kostdatan som inte täcker in hela kosten. Självrapporterad data kan därför skilja sig mot data över livsmedelskonsumtion som rapporteras i nationell statistik av Jordbruksverket. Självskattat matintag och nationell statistik över livsmedelskonsumtion skiljer sig på så sätt att den senare redovisar tillgänglig mängd livsmedel för konsumtion och inte faktiska intag. För att ta hänsyn till eventuell underrapportering och skillnader i intag av mat mellan olika individer kan studiers resultat presenteras som energijusterad klimatpåverkan, till exempel klimatpåverkan per 1000 kcal eller 10 MJ.

Wood m.fl. (2019), Röös m.fl. (2015a) och Moberg m.fl. (2020) visar alla att den största delen, ca 70 procent, av växthusgasutsläppen från den svenska kosten kommer från konsumtionen av kött, fisk och mejeriprodukter. Resultaten från Moberg m.fl. (2020) (Figur 7.2) visar att cirka 20 procent kommer från nötkött och ytterligare 20 procent från annat kött såsom kyckling och gris. Ungefär 15 procent av

växthusgasutsläppen uppskattades komma från växtbaserade livsmedel såsom frukt och grönsaker, bröd, spannmål, ris och potatis. Övriga utsläpp kommer från konsumtionen av snacks, sötsaker och drycker (utom mjölk). I studierna av Bryngelsson m.fl. (2016) och Martin och Brandão (2017) visade sig cirka 80 procent av konsumtionens klimatpåverkan komma från kött och mejeriprodukter och en mindre del, cirka 10 procent, från frukt, grönsaker, spannmål, ris och potatis.

Majoriteten av de studier som uppskattat miljöpåverkan från den svenska kosten fokuserar enbart på klimatpåverkan, men några har även inkluderat ytterligare miljöaspekter såsom mark- och vattenanvändning, övergödande och försurande utsläpp samt påverkan på biologisk mångfald från markanvändningen (till exempel Cederberg m.fl., 2019; Martin & Brandão, 2017; Moberg m.fl., 2020). Det finns dock ingen studie som inkluderar alla de aspekter som rekommenderas för att på ett heltäckande sätt kartlägga miljöpåverkan från en viss kost. Det saknas studier som studerat aspekter kopplat till resursanvändning såsom hållbart förvaltande av fiskebestånd och energianvändning (läs



Figur 7.2. Fördelning av växthusgasutsläpp på olika livsmedelsgrupper från den svenska konsumtionen av livsmedel enligt Moberg m.fl. (2020).



mer om vilka aspekter och indikatorer som rekommenderas för att uppskatta miljöpåverkan från en kost i kapitel 4).

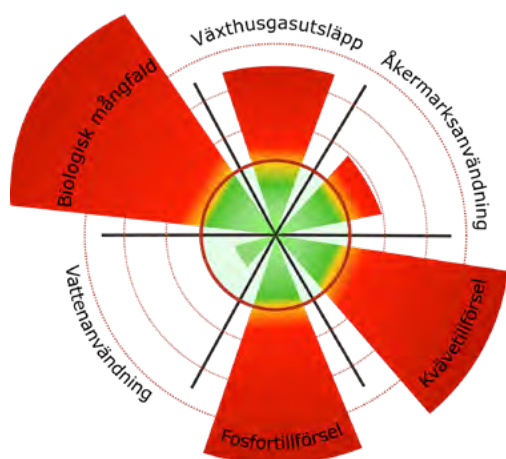
I genomgången av olika kostmönster globalt som genomfördes av Chaudhary m.fl. (2018) undersöktes förutom klimatpåverkan även andra miljöaspekter såsom mark- och vattenanvändning samt påverkan på den biologiska mångfalden. Sveriges totala markanvändning (åkermark och bete) per person visade sig ligga på plats 56 av de studerade 156 länderna, och var därmed lägre än länder med en hög andel animalier från extensiv betesproduktion i kosten, såsom Mongoliet, Namibia och Australien. Lägst markanvändning hade länder med en låg andel animalier i kosten. Vad gäller konsumtionen av blått vatten visade studien av Chaudhary m.fl. (2018) att Sverige ligger på plats 31 av de 156 inkluderade länderna. Länder som Grekland, Italien, Spanien och USA visade sig ha en särskilt vattenkrävande kost, där författarna lyfter konsumtionen av olivolja och griskött i Europa, samt nötkött i Nordamerika,

som stora bidragande orsaker. Vad gäller påverkan på den biologiska mångfalden (beräknad med metoden från Chaudhary & Kastner, 2016) orsakas störst påverkan i länder med en hög artrikedom i kombination med låg import såsom Belize, Surinam, Panamá och Kuba. Sverige rankas på plats 106 av de 156 länderna.

I studien av Moberg m.fl. (2020) jämfördes den svenska livsmedelskonsumtionen mot de absoluta gränserna för livsmedelssystemet som presenteras av EAT-*Lancet*-kommissionen (Tabell 2.2). Författarna fördelade de olika miljögränserna över den globala befolkningen 2015 så att varje person på jorden fick orsaka lika stor påverkan. För kategorin markanvändning som motsvarar mängden åkermark, innebär det att en persons kost får ta max 0,18 hektar i anspråk, det vill säga 13 miljoner km² (gränsen för åkermark enligt EAT-*Lancet*-kommissionen) delat på 7 miljarder människor på jorden * 100 (omvandling km² till hektar). På motsvarande sätt fördelades miljöpåverkan från de andra gränserna per person.

Resultatet från Moberg m.fl. (2020) visade att den svenska kosten överskrider gränserna för alla miljöaspekter förutom vattenkonsumtionen (Figur 7.3). För växthusgasutsläpp fann studien att nuvarande utsläpp är mer än tre gånger så höga som den planetära gränsen totalt sett. Gränsen för växthusgasutsläpp från EAT-Lancet-kommissionen är satt för utsläpp av metan och lustgas och uppgår då till 0,68 ton CO₂-ekvivalenter per person och år, medan utsläpp av koldioxid ska vara noll (Tabell 2.2). Bara utsläppen av metan och lustgas uppgick dock till 1,3 ton CO₂-ekvivalenter per person och år. Således skulle den planetära gränsen överskridas med nästan det dubbla, även om utsläppen av koldioxid gick ner till noll. Även övriga studier av den svenska kosten (Tabell 7.1) överskrider klimatgränsen på liknande sätt.

För användning av åkermark från den svenska kosten fann Moberg m.fl. (2020) att behovet för den nuvarande genomsnittliga svenska kosten, 0,34 ha per person och år, ligger två gånger över den tillåtna gränsen enligt EAT-Lancet-



Figur 7.3. Den svenska kostens miljöpåverkan i förhållande till EAT-Lancet-kommissionens gränser för klimatpåverkan, användning av åkermark, kväve- och fosfortillförsel, färskvattenkonsumtion samt påverkan på den biologiska mångfalden från användning av jordbruksmark. Den inre röda cirkeln visar det tillåtna utsläpps- och resursutrymmet. Varje streckad yttre cirkel visar ett överskridande av gränsen med 100 procent. Från Moberg m.fl. (2020).



kommissionen. I Röös m.fl. (2015a) utvärderades behovet av åkermark med liknande resultat. Övriga studier som undersökt markanvändningen från den svenska kosten har uppskattat den totala markanvändningen, det vill säga både åkermark och betesmark, och pekat på ett behov i spannet 0,32-0,56 ha. Gränsen som föreslås av EAT-Lancet-kommissionen är 0,18 ha per person. Om den totala marken som finns tillgänglig för jordbruksproduktion fördelas över världens befolkning finns istället ett utrymme på 0,21 ha per individ (Röös m.fl., 2016). Även om den tillgängliga markytan skulle användas som gräns istället för den föreslagna gränsen av EAT-Lancet om 0,18 ha, skulle samtliga identifierade studier överskrida det tillgängliga resursutrymmet för mark.

Moberg m.fl. (2020) fann att konsumtionen av kött och mejeriprodukter stod för 60 procent av det totala åkermarksbehovet, motsvarande 0,2 ha. Bland växtbaserade produkter gav konsumtionen av kaffe, kakao och olivolja relativt stora bidrag till den totala åkermarksanvändningen från kosten, på grund av den höga användningen av mark per kg gröda. Även Röös m.fl. (2015a), Martin och Brandão (2017) samt Bryngelsson

m.fl. (2016) fann att kött och mejeriprodukter upptog stor del av åkermarksanvändningen, med liknande värden som i Moberg m.fl. (2020). En låg åkermarksanvändning är dock inte enbart positivt – läs mer om det i Fördjupningsruta 2.

För nytillförsel av kväve- och fosfor fann Moberg m.fl. (2020) att miljöpåverkan för den svenska kosten ligger fyra gånger över de tillåtna gränserna. För kvävetillförsel är bidraget störst från kött och mejeriprodukter med 77 procent av totalen. Även för fosfortillförsel är kött och mejeriprodukter en stor bidragande orsak, men här bidrar även konsumtionen av produkter inom gruppen snacks, sötsaker och drycker i stor utsträckning. För en mer grundlig utvärdering av kostens påverkan på övergödning behöver mängden nytillförd kväve och fosfor kopplas till den potentiella övergödningen där tillförseln av näringsämnen sker. I en sådan utvärdering bör så plats specifika data som möjligt användas, vilket man sällan har tillgång till när det gäller en hel kost (se mer i kapitel 4). Nytillförsel av kväve- och fosfor är således en grov indikator som bör tolkas med försiktighet.

Enligt Moberg m.fl. (2020) har den svenska kosten en vattenkonsumtion på 55 m³ per person och år, vilket ligger väl inom den planetära gränsen för

konsumtion av färskvattenresurser (Tabell 2.2). Den data som användes i Moberg m.fl. (2020) för att uppskatta vattenkonsumtionen är på nationell nivå och eftersom vattenbrist framförallt förekommer på lokal nivå kommer lokala variationer i vattentillgänglighet inte att avspeglas (se mer i kapitel 4). Eftersom EAT-*Lancet*-gränsen är satt på en global nivå speglar den inte heller eventuella lokala variationer i vattentillgång. Med ökad datatillgänglighet skulle utvärderingen av den svenska kostens vattenkonsumtion kunna komma att ändras.

Vad gäller påverkan på den biologiska mångfalden från den svenska kosten, pekade resultatet i Moberg m.fl. (2020) på att medelsvenskens nuvarande kostmönster leder till att den planetära gränsen överskrids med det sexdubbla. Osäkerheten är dock mycket stor. Metodiken som Moberg m.fl. (2020) utgick från visar att livsmedelsproduktion med störst påverkan på den biologiska mångfalden orsakas av den produktion som både tar mycket mark i anspråk, och som sker på platser med hög artrikedom. Särskilt stort avtryck gjorde produkter såsom olivolja, kaffe och kakao, samt lammkött importerat från Nya Zeeland, vilket främst förklaras av deras höga markanvändning. Metoden som användes i Moberg m.fl. (2020) ger ett grovt mått på





påverkan men innehåller ingen justering för att fånga positiva effekter av bete på naturbetesmark (se Fördjupningsruta 3). I Martin och Brandão (2017) fann författarna att över 60 procent av kostens påverkan på den biologiska mångfalden kunde knytas till konsumtionen av kött och mejeriprodukter. Metodiken i denna studie fångar, liksom den som används i Moberg m.fl. (2020), inte heller positiva aspekter av bete på naturbetesmark.

Cederberg m.fl. (2019) undersökte användningen av veterinär antibiotika knuten till den svenska kosten och fann att 17 procent av konsumtionen på 5 gram per person och år kom från svensk djurproduktion, medan den största delen kom från produktionen i andra europeiska länder. Sedan 2008 har Sveriges konsumtionsbaserade användning av veterinära antibiotika minskat med nästan 50 procent (Brown m.fl., 2022).

Sverige har en låg användning både för den egna animalieproduktionen, och i den konsumtionsbaserade statistiken jämfört med andra EU-länder (Cederberg m.fl., 2019).

Cederberg m.fl. (2019) undersökte även den svenska livsmedelskonsumtionens användning av olika bekämpningsmedel och fann att majoriteten av användningen på 0,54 kg per person och år, kom från import. Totalt sett är Sveriges konsumtionsbaserade användning av bekämpningsmedel relativt låg jämfört med den i andra EU-länder. Studiens resultat pekade på att frukt, grönsaker, nötter samt kaffe, te och kakao stod för en stor del av det totala avtrycket. Även Moberg m.fl. (2020) fann liknande resultat över både mängd och vilka livsmedelsgrupper som bidrog till användningen av bekämpningsmedel.

8. Hur gör vi kosten mer hållbar?

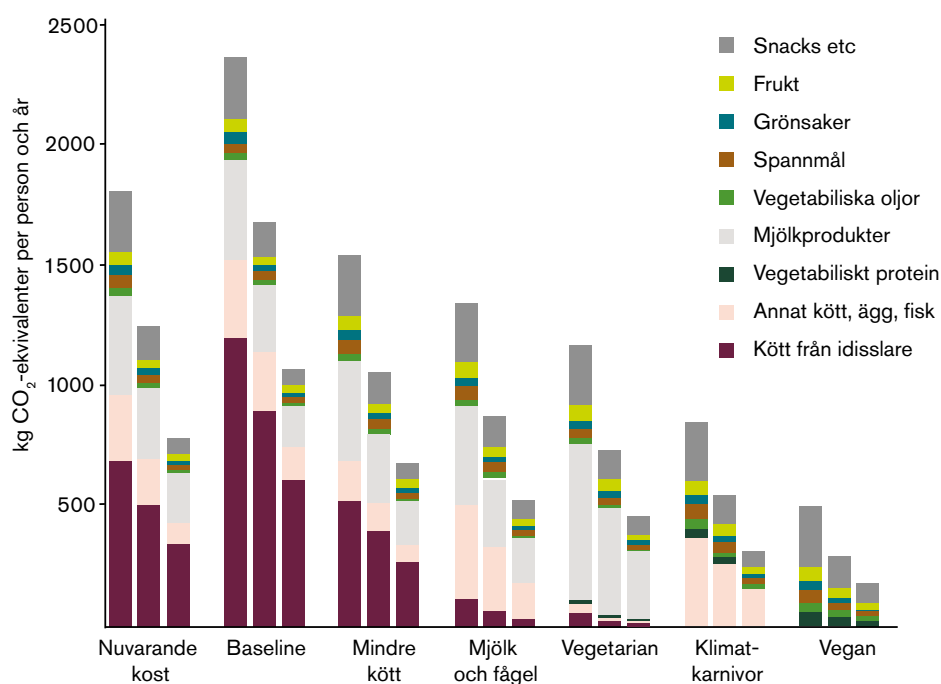
Den här rapporten har fokuserat på mat ur ett konsumtionsperspektiv. Men miljöpåverkan från det vi äter kan även minskas genom förbättringar i produktionen. Den samlade forskningen pekar på ett antal övergripande strategier för att minska miljöpåverkan från livsmedelssystemet (Arrieta & Aguiar, 2023; Bryngelsson m.fl., 2016; UNEP, 2022). De kan sammanfattas som följer:

1. Förbättringar i produktionen, genom att,
 - a. Öka produktiviteten, det vill säga producera och transportera mer mat med mindre insatser av till exempel mark, vatten, energi, gödsel och kemikalier.
 - b. Införa tekniska lösningar som minskar utsläpp och annan negativ påverkan. Här ingår en övergång till förnybar energi i hela livsmedelskedjan.
 - c. Använda bästa möjliga metoder i jordbruket, fisket och förädlingen, till exempel genom välplanerade växtföljder inom primärproduktionen, planering och förebyggande arbete i alla led.
2. Värna ekosystemen, genom att,
 - a. Förhindra ytterligare avskogning i regioner där den biologiska mångfalden hotas, till exempel i regioner i Sydamerika och Asien.
 - b. Värna jordbrukslandskapets biologiska mångfald genom att sträva efter stor mångfald i landskapet, bevarandet av biologiskt värdefull mark (till exempel naturbetesmarker) och landskapselement såsom åkerholmar och diken.
 - c. Minimera användningen av insatsvaror som riskerar att förorena mark och vatten.
3. Förändra konsumtionsmönstren mot en kost som är mindre miljöbelastande, genom,
 - a. Minskad konsumtion av animaliska produkter bland de konsumentgrupper som konsumerar mycket sådana livsmedel.
 - b. Minskad överkonsumtion och minskad konsumtion av livsmedel med lågt näringsvärde.
 - c. Ökad konsumtionen av ekologiska produkter för att minska på bekämpningsmedelsanvändningen.
 - d. Minska konsumtionen av råvaror från känsliga tropiska regioner (till exempel kaffe, te, kakao och tropiska frukter och grönsaker)
 - e. Välja fisk från hållbart förvaldade bestånd.
 - f. Välja kött från djur som bevarar värdefull naturbetesmark.
4. Minska svinn och förluster i alla led

Forskning visar att det är svårt att nå klimat- och miljömål och hållbara miljögränser utan att kombinera samtliga dessa åtgärder (Clark m.fl., 2020; Livsmedelsverket, 2013; Willett m.fl., 2019). Hur långt man kommer med olika åtgärder beror i stor utsträckning på utgångsläget och i vilken skala man inför åtgärden. Vad gäller utsläpp av växthusgaser så uppskattade Jordbruksverket för drygt tio år sedan att utsläppen av växthusgaser från svenskt jordbruk skulle kunna minska med upp till cirka 20 procent fram till 2050 med hjälp av tekniska innovationer och produktivitetsökningar (Jordbruksverket, 2012). Att potentialen inte bedömdes vara större beror på att Sverige redan har ett relativt tekniskt avancerat och effektivt jordbruk. Under de senare åren har

också vissa livsmedelsföretag tagit fram planer för hur deras utsläpp kan minskas. Lantmännen har som mål att utsläppen från veteodling ska minska med 75 procent per kg vete till 2050 (Lantmännen, 2023) och Arla har som ambition att minska klimatpåverkan med 30 procent per kg mjölk till 2030 (Arla, o.d.). Att minska utsläppen per kg producerad enhet är viktigt och bra, men det är de totala absoluta utsläppen som behöver minska. Om konsumtionen av en viss vara ökar när klimatpåverkan per kg minskar (till exempel som följd av effektiviseringar eller ny teknik som sänker kostnaderna) kan delar eller hela klimatvinsten gå förlorad.

EAT-*Lancet*-kommissionen beräknade miljöpåverkan för ett antal olika sätt att producera och konsumera mat samt olika nivåer av matsvinn. Man kom fram till att med en förändrad kost i linje med referenskosten (Tabell 2.1), en halvering av matsvinnet och förbättrade produktionsmetoder, så kan påverkan från det globala livsmedelssystemet rymmas inom de gränsvärden man satt upp (Tabell 2.2) (Willett m.fl., 2019). Bryngelsson m.fl. (2016) kombinerade produktionsförbättringar med konsumtionsförändringar i ett antal teoretiska scenarier för att se hur mycket det gick att minska klimatpåverkan från det



Figur 8.1. Klimatpåverkan per person och år för olika typer av kosten. För varje kost så visas till vänster utsläpp med nuvarande teknik nivå i produktionen, utsläpp efter måttliga tekniska framsteg (mitten) och optimistiska tekniska framsteg i produktionen (höger). **Nuvarande kost** motsvarar genomsnittskonsumtionen i Sverige under 2013. **Baseline** är en prognos baserad på trender i köttkonsumtionen. **Less Meat** är baserad på Baseline men all köttkonsumtion (inklusive fisk och ägg) har halverats medan konsumtionen av baljväxter, oljor och spannmål har ökat. **Mjolk och fågel** utgår från Baseline men allt nötkött (förutom köttet från mjölkkor) är utbytt mot fågel (till exempel kyckling). **Vegetarian** utgår från att kött är utbytt mot baljväxter, ägg och ost, men kött från slaktade mjölkkor och kalvar ingår även här. **Klimatkarnivor** innehåller inget kött eller andra produkter från idisslare utan där har nötköttet ersatts med fågel, och mejeriprodukter med sojadyck och oljor. **Vegan**-scenariot innehåller inga animaliska produkter. Mejeriprodukter är ersatta med sojabaserade livsmedel samt oljor; kött, ägg och sjömat är ersatta med baljväxter, nötter och frön. Alla kosten är justerade för energi och makronutrienten enligt gängse rekommendationer. Från Bryngelsson m.fl. (2016).

svenska livsmedelssystemet (Figur 8.1). Man konstaterade att tekniska innovationer är en viktig förutsättning för att kunna uppnå betydelsefulla utsläppsminskningar. Man fann också att utan kostförändringar, främst minskad konsumtion av nötkött, är det svårt att nå EUs gemensamma klimatmål. Rööös m.fl. (2017a) studerade effekterna på markanvändning och utsläpp av växthusgaser från ett antal olika åtgärder på global nivå och fann liknande resultat (Tabell 8.1).

I rika länder som Sverige finns det alltså stor potential att minska utsläppen av växthusgaser genom kostförändringar. Hallström m.fl. (2015) sammanfattade många studier på området och fann att klimatpåverkan från västerländska kosten kan minska med 50 procent genom en övergång till mer växtbaserade livsmedel. En liknande sammanfattningsstudie av Aleksandrowicz m.fl. (2016) visade att det är teoretiskt möjligt att minska klimatpåverkan och markanvändning med 70-80 procent samt vattenanvändningen med 50 procent genom kostförändringar. Jarmul m.fl. (2020) sammanfattade i en systematisk översiktsstudie effekter på både hälsa och miljö från ”hållbara kosten”. Man fann genomgående positiva effekter från en övergång till hållbara



kosten, både vad gäller hälsa och miljö. Det fanns dock två undantag – för vattenkonsumtion och energianvändning, berodde utfallet på vilka livsmedel som ingick i den växtbaserade kosten, vissa förändringar ökade användningen av vatten och energi. Även Carey m.fl. (2023) visar på liknande resultat och konstaterade att växtbaserade

Tabell 8.1. Minskning i global markanvändning och utsläpp av växthusgaser från olika typer av åtgärder. Från Rööös m.fl. (2017a).

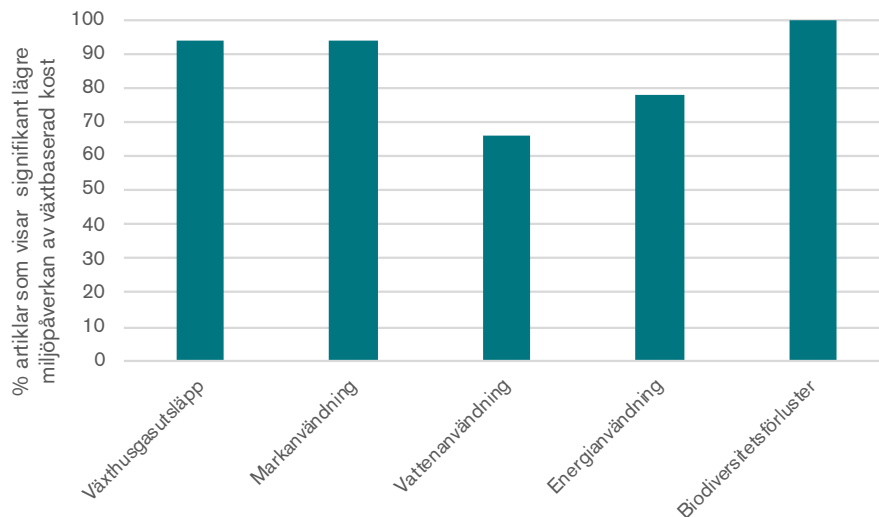
| Typ av åtgärd | Minskning i markanvändning | Minskning av växthusgasutsläpp |
|--|----------------------------|--------------------------------|
| Halverat matsvinn | 11 % | 9 % |
| Ökning av jordbrukets avkastning ¹ | 15 % | 1 % |
| Intensifierad djurhållning ² | 31 % | 22 % |
| Intensifierad djurhållning ² och mer hälsosamma matvanor ³ | 45 % | 46 % |
| Övergång till en helt växtbaserad kost ⁴ | 64 % | 73 % |

¹ Gapet mellan nuvarande avkastning och jordbrukets maximala potential minskas med 50 procent

² Djurhållningen globalt antas effektiviseras till nivåer som motsvarar de som finns för närvarande i väst-Europa.

³ Intaget av frukt och grönt sattes till 123 respektive 119 kcal per person och dag i hela världen. Konsumtionen av socker sattes till maximalt 150 kcal person och dag och vegetabilisk olja till 360 kcal per person och dag för regioner som antogs överskrida det intaget. Rött kött sattes till maximalt 57 kcal, fågel till 161 kcal, ägg till 50 kcal och mejeriprodukter till 300 kcal per person och dag.

⁴ Baljväxter och spannmål ersatte alla animaliska produkter på energibasis.



Figur 8.2. Procent av studier som rapporterar lägre miljöpåverkan för växtbaserade kosten jämfört med en referenskost. Anpassad baserad på Carey m.fl. (2023)

kosten gav upphov till lägre växthusgasutsläpp, markanvändning och förlust av biologisk mångfald (Figur 8.2).

Ett fåtal studier har studerat effekter på övergödning från olika kosten baserat på enkla indikatorer som oftast inte tar hänsyn till var utsläppen sker (till exempel Moberg m.fl., 2020; Willett m.fl., 2019). Dessa studier visar att en övergång till en mer växtbaserad kost är bra för att minska den potentiella övergödningens risk. Detta beror på att det blir mindre kväve i omlopp i jordbrukssystemet utan djur, och med mindre kväve i omlopp blir det också lägre förluster. Av kvävet som en mjölkko och hennes avkomma äter hamnar till exempel bara 2 procent i köttet och 18 procent i mjölken medan en stor del omvandlas till former som är negativa för miljön (huvudsakligen ammoniak, men även en del nitrat och lustgas). Resten återcirkuleras tillbaka till jordbruksmarken i form av gödsel eller återgår som kvävgas till luften. I nötköttproduktion (med dikalvar) är motsvarande resultat att mindre än 5 procent av kvävet hamnar i köttet och drygt 30 procent förloras från jordbrukssystemet. För gris hamnar ungefär 25 procent av kvävet i köttet och 25 procent förloras (Einarsson, 2024). När det gäller den faktiska övergödningen är det sedan av stor betydelse var utsläppen av de övergödande ämnena sker – till exempel blir påverkan

särskilt negativ av ammoniaknedfall i känsliga betesmarker och skogar.

När det kommer till olika kosters påverkan på biologisk mångfald eller användningen av bekämpningsmedel finns mycket få studier och mer forskning behövs här, liksom för olika typer av social och ekonomisk påverkan där forskningen också är mycket bristfällig. Vi kan dock dra vissa slutsatser baserat på vad vi vet om enskilda livsmedel eller produktionssystem. När det gäller bekämpningsmedel till exempel, används inga eller betydligt färre sådana inom ekologisk produktion – en kost med mycket ekologiska livsmedel är alltså bra för att minska användningen av bekämpningsmedel. Ekologisk produktion har också visat sig ha mindre negativ påverkan på biologisk mångfald på platsen än konventionell odling (Bengtsson m.fl., 2005) och ekologiska jordar innehåller ofta mer kol (Gattinger m.fl., 2012) på grund av mer vallodling (gräs) vilket kan vara bra för markbördigheten. När det gäller klimatpåverkan från ekologiska livsmedel är de i samma storleksordning som för konventionella livsmedel (Clark & Tilman, 2017b). Dock är variationen mellan olika grödor och gårdar stor. I ekologisk produktion är det också högre fokus på djuren ska ha möjlighet att utföra sina naturliga beteenden. Läs mer om ekologisk mat i Fördjupningsruta 8.



FÖRDJUPNINGSRUTA 8:

Ekologisk produktion och lokalproducerad mat

Ekologisk produktion

Ekologisk produktion av mat innebär att producenten följer ett regelverk som syftar till att framför allt minska miljöpåverkan och förbättra djurvälstånd. Ekologisk produktion utvecklades som en motreaktion på industrialiseringen av jordbruket och bygger på ett brukande av jorden baserat på principer från ekologin – det vill säga naturliga ekosystem (Gliessman, 2006). Genom att efterlikna naturens processer – så kallad biomimik (Benyus, 1997) – vill man inom ekologisk produktion minska beroendet av externa insatsmedel såsom konstgödsel, bekämpningsmedel och läkemedel.

Per kg produkt har ekologisk mat generellt liknande klimatpåverkan som mat producerad med konventionell produktion, även om variationen i påverkan är stor. Ekologisk produktion kräver dock mer mark och orsakar mer övergödning per kg produkt än konventionell produktion (Clark & Tilman, 2017a). Det finns en farhåga att ekologisk produktion inte är tillräckligt produktiv för att försäkra hela världen med mat. Fördelarna med ekologisk odling fångas dock inte av de mest använda indikatorerna (van der Werf m.fl., 2020). En väsentlig fördel med ekologisk odling är att kemiska bekämpningsmedel används i väldigt liten omfattning, en aspekt som få studier inkluderar. Jämförelsen mellan ekologiska och konventionella produkter med livscykelanalys fångar inte heller indirekta effekter av olika produktionssystem till exempel att ekologisk produktion ofta leder till mer variation i odlingssystemet, vilket har flera fördelar (van der Werf m.fl., 2020). Modelleringsstudier som inkluderar både produktion och konsumtion (se Fördjupningsruta 1) är bättre på att fånga sådana aspekter. Sådana studier visar att det är möjligt att producera tillräckligt med mat med ekologisk produktion utan att

mer mark måste tas i anspråk om svinnet och animaliekonsumtionen minskar, men att försäkra jordbruket med tillräckligt med näringsämnen utan konstgödsel är en utmaning (Karlsson & Rööf, 2019; Muller m.fl., 2017). Ekologisk produktion och liknande alternativa produktionsmetoder kan vara en viktig del i en omställning till ett hållbart jordbruk, men även inom ekologisk produktion kvarstår flera hållbarhetsutmaningar.

Läs mer om ekologisk produktion på webbplatsen: <https://ekofakta.se/>

Lokalproducerad mat

Det är inte självklart att varor som producerats i Sverige eller i närområdet är mer miljövänliga än varor som importeras. Vad gäller klimatpåverkan från animaliska produkter står transporterarna oftast för en relativt liten del av den totala klimatpåverkan och även i kosten som helhet (Fördjupningsruta 6). Det är dock bra att utnyttja svensk jordbruksmark till att producera så mycket livsmedel som möjligt för att minska behovet av att ytterligare mark tas i anspråk för jordbruksproduktion i andra länder, speciellt i tropikerna. Samtidigt måste vi se till att produktionen här har så liten negativ påverkan på den lokala miljön som möjligt.

Det finns också vissa generella fördelar med svensk djurproduktion. I Sverige (och EU) finns regler kring hur gödsel får spridas för att minska övergödning och försurning. Djurtätheten är i regel också lägre i Sverige vilket innebär att inte lika mycket näring samlas på samma plats, vilket kan minska övergödningen. Även i Sverige är dock djuren koncentrerade till vissa regioner och det skulle vara bra av flera anledningar att sprida ut dem mer. Svenska djur är generellt friskare än djur internationellt, vilket ger både bättre djurvälstånd och förutsättningar för

lägre miljöpåverkan genom högre produktion (Lindberg m.fl., 2020). Användningen av antibiotika till djur i Sverige är bland de lägsta i EU, vilket minskar risken för antibiotikaresistens (Lindberg m.fl., 2020).

Det finns även andra fördelar med att köpa lokal- och närproducerat. Lokala ekonomier gynnas, förutsättningar finns att ställa krav på och kontrollera verksamhet som ligger i Sverige, och förutsättningar för förbättrade kretslopp möjliggörs. Med en omfattande och

varierad produktion av olika livsmedelsråvaror och livsmedel i Sverige stärks vår beredskap i händelse av externa kriser. Genom ett levande jordbruk värnas ett öppet landskap och betande djur håller betesmarker öppna. Däremot bör man vara medveten om att det ännu inte finns någon definition av vad som menas med lokal- eller närproducerat. Svenskt jordbruk är idag beroende av importerade insatsvaror såsom foder och konstgödsel, så även om livsmedlet producerats lokalt kan det på många sätt vara en global produkt.

Vilken kost vi äter och hur vi utformar våra livsmedelssystem påverkar också en rad olika sociala hållbarhetsaspekter (Figur 2.1). Det finns många olika utmaningar i dagens livsmedelssystem som är av socioekonomisk karaktär. Vinsterna i livsmedelskedjan är ojämnt fördelade – lantbrukarna är oftast de som tjänar minst medan vinsterna i handeln och livsmedelsindustrin är högre. Detta är ett problem i både Sverige och i de flesta andra länder. Det finns också problem med dålig arbetsmiljö inom vissa produktionsgrenar i vissa länder och ibland till och med slavliknande förhållanden. Det är också svårt att hitta arbetskraft till vissa delar av livsmedelskedjan, till exempel slakt. Antibiotikaanvändningen inom djurhållningen bidrar till antibiotikaresistens och det finns också utmaningar relaterade till djurvälstånd för de produktionsdjur som hålls inom jordbruket.

Ofta är det svårt att styra dessa socioekonomiska aspekter genom kostval. Snarare är det insatser och politik inom produktionen som kan komma åt dessa utmaningar. Det är till exempel svårt att genom sitt köpbeteende påverka att en arbetare får en skälig lön och bra arbetsvillkor. Det finns dock vissa saker som kan bidra till en ökad social hållbarhet kopplade till konsumtionen. Märkningar såsom Fairtrade syftar till att säkerställa att producenter och arbetare i låginkomstländer får skäligt betalt för sina produkter. KRAV har också regler kring arbetsmiljö i sitt regelverk. Fairtrade-

produktion finns inte i Sverige – vissa livsmedel såsom till exempel ägg, kött, potatis, bröd och grönsaker, kan man dock till exempel handla direkt från producenten för att på så sätt se till att mer pengar når lokala producenter. Att välja lokalt producerade livsmedel gynnar den lokala ekonomin och landsbygden, medan importerade varor gynnar den ekonomiska utvecklingen i produktionslandet. Vad som är ”bäst” här är ofta svårt att avgöra och beror också på vad som vägs in i ”bäst”. Men genom olika typer av sådana här medvetna val kan konsumenter driva på mot ökad social hållbarhet från det vi äter. Men medvetna



val på konsumentens sida är långt ifrån tillräckligt för att lösa dessa utmaningar, det krävs som sagt även riktade insatser i produktionen, som lagstiftning och andra insatser.

Hur ser vi då till att vi får till en hållbar kosthållning? Vi har idag mycket kunskap som inte omsätts i praktiken, både på konsumtions- och produktionssidan. Vi vet att en kost med mindre animaliska produkter, mindre mängd råvaror från tropiska regioner, mer ekologiskt, mer fullkorn, baljväxter, rotfrukter, frukt och grönsaker

och en begränsad mängd naturbeteskött och hållbart producerad sjömat är bra för både hälsan och miljön. För att åstadkomma ett skifte mot en sådan kost behövs stora insatser av alla inblandande i livsmedelskedjan, både producenter och konsumenter, men också från livsmedelsindustrin, restaurangnäringen, myndigheter och handel. Det behövs ett normskifte och en ny matkultur. Det krävs politiska beslut och styrmedel som styr både konsumtionen och produktion i denna hållbara riktning.

FÖRDJUPNINGSRUTA 9:

Äta djur?

Har vi rätt att hålla och slakta djur för vår livsmedelsförsörjning? Det är en i allra högsta grad etisk fråga som debatterats under lång tid. Många av de vanligaste argumenten som förs fram för animaliekonsumtion och produktion går att avfärda genom att utvärdera dessa mot olika normer för korrekt handlande inom andra områden. Till exempel så faller argumentet ”*vi har alltid ätit kött*” på att det finns mycket som vi gjort historiskt som inte varit bra och riktigt (till exempel slavhandel). Argumentet ”*vi måste äta kött och dricka mjölk för att få i oss alla näringsämnen*” gäller inte för de flesta friska vuxna människor i den rika delen av världen som faktiskt skulle kunna leva ett hälsosamt liv utan animaliska produkter. ”*Alla ska få äta vad de vill*” är ett annat argument som hörs ibland men som inte heller är giltigt rakt av, eftersom denna frihet att äta vad man vill inkräktar på andras frihet (djuren i produktionssystemen och alla tama och vilda djur inklusive människan som drabbas av de negativa konsekvenserna av djurhållningen, till exempel negativ miljöpåverkan).

Argumentet ”*utan animalieproduktion skulle många djur inte få ett liv alls*” förutsätter att

djurens liv i sig är något värt, eller att livet de lever inom produktionssystemen innebär mer lycka än lidande. Så det argumentet kan inte användas allmänt för att rättfärdiga animalieproduktion. Däremot kan en animalieproduktion där djuren ges ett gott liv där deras lycka uppväger eventuellt lidande, och i en omfattning så att miljöpåverkan blir liten, kunna anses moraliskt försvarbar. Ett sådant exempel skulle kunna vara naturbeteskött med dikalvar där djurhållningen bidrar positivt till biologisk mångfald genom att artrika hagmarker bevaras och djuren får stort utlopp för sitt naturliga beteende (bete, stor rörelsefrihet, kalvarna får stanna med sina mödrar etc.), eller viltkött. Ett annat argument för en viss typ av köttätande som skulle kunna vara giltigt är att föda upp gräsätande djur (idisslare) på marker som det inte går att odla vegetabilier på. På så sätt minskar behovet av åkermark för att producera mat till jordens befolkning eftersom den gräsbaserade djurhållningen bidrar med produktion av protein och andra näringsämnen (Van Zanten m.fl., 2018). Om vi inte åt dessa



djur skulle detta protein behöva produceras på åkermark istället (under förutsättning att det inte kan produceras industriellt med låg miljöpåverkan). Utbredning av jordbruksmark är ett av de största hoten mot biologisk mångfald globalt. Genom att spara på en del åkermark genom att föda upp en idisslare på gräsmarker kan eventuellt även mer liv hos vilda djur bevaras. Samtidigt behöver djuren slaktas, vilket orsakar stress och lidande. Totalt sett skulle ekvationen eventuellt kunna bli den att den totala lyckan hos både vilda och tama djur maximeras med ett visst antal betesdjur. Det är dock svårt att veta att så verkligen är fallet. Dessutom behöver djurhållningens övriga negativa och

positiva värden tas med i ekvationen. I dagens samhälle är det norm att äta kött och vi ifrågasätter inte det i någon större utsträckning. Dock är allt fler människor måna om att de djur som hålls inom livsmedelssystemet behandlas väl. Därför kan man argumentera för att djurvälstånd är en viktig aspekt både för djuren som berörs och människor som äter när vi ska ta beslut kring hur mer hållbara livsmedelssystem ska utformas.

Läs mer om argument för djur i ett hållbart jordbruk här: <https://blogg.slu.se/djurens-roll/>

Referenser

- AHAW. (2012). EFSA Panel on Animal Health Welfare. Scientific Opinion on the welfare of cattle kept for beef production and the welfare in intensive calf farming systems. *EFSA Journal*, 10(5), 2669. doi:<https://doi.org/10.2903/j.efa.2012.2669>
- Ahlgren, S., Behaderovic, D., Wirsenius, S., & Carlsson, A. (2022). Miljöpåverkan av svensk nötkött- och lammkötsproduktion. RISE Rapport ; 2022:143, Uppsala. <https://www.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1718732&dswid=7285>
- Ahlgren, S., Morell, K., Lundmark, V., & Landquist, B. (2023). Biodiversitetsdatabas för livsmedel v1.0 – metodrapport.
- Aldaya, M. M., Ibañez, F. C., Domínguez-Lacueva, P., Murillo-Arbizu, M. T., Rubio-Varas, M., Soret, B., & Beriain, M. J. (2021). Indicators and recommendations for assessing sustainable healthy diets. *Foods*, 10(5), 999. doi:<https://doi.org/10.3390/foods10050999>
- Aleksandrowicz, L., Green, R., Joy, E. J. M., Smith, P., & Haines, A. (2016). The Impacts of Dietary Change on Greenhouse Gas Emissions, Land Use, Water Use, and Health: A Systematic Review. *PLOS ONE*, 11(11), e0165797. doi:[10.1371/journal.pone.0165797](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0165797)
- Amcoff, E., Edberg, A., Enghardt Barbieri, H., Lindroos, A. K., Nälén, C., Pearson, M., & Lemming, E. W. (2012). Riksmaten – vuxna 2010–11, Livsmedels- och näringsintag bland vuxna i Sverige – Resultat från matvaneundersökning utförd 2010–11. Uppsala.
- Arla. (o.d.). Klimatberäkning – vårt verktyg för att nå klimatmålet. <https://www.arla.se/hallbarhet/gardarna/klimatberakningar/>
- Arrieta, E. M., & Aguiar, S. (2023). Healthy diets for sustainable food systems: a narrative review. *Environmental Science: Advances*, 2(5), 684–694. doi:[10.1039/D2VA00214K](https://doi.org/10.1039/D2VA00214K)
- Bengtsson, J., Ahnström, J., & Weibull, A. C. (2005). The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42(2), 261–269. doi:<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x>
- Benyus, J. M. (1997). Biomimicry: Innovation inspired by nature. In: Harper Collins Publishers.
- Blomhoff, R., Andersen, R., Arnesen, E. K., Christensen, J. J., Eneroth, H., Erkkola, M., . . . Trolle, E. (2023). Nordic Nutrition Recommendations 2023. Copenhagen, Nordic Council of Ministers.
- Bogard, J. R., Farmery, A. K., Little, D. C., Fulton, E. A., & Cook, M. (2019). Will fish be part of future healthy and sustainable diets? *The Lancet Planetary Health*, 3(4), e159–e160. doi:[https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(19\)30018-X](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(19)30018-X)
- Boulay, A.-M., Bare, J., Benini, L., Berger, M., Lathuilière, M. J., Manzardo, A., . . . Pfister, S. (2018). The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 23(2), 368–378. doi:[10.1007/s11367-017-1333-8](https://doi.org/10.1007/s11367-017-1333-8)
- Boulay, A.-M., & Lenoir, L. (2020). Sub-national regionalisation of the AWARE indicator for water scarcity footprint calculations. *Ecological Indicators*, 111, 106017. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.106017>
- Brown, N., Croft, S., Dawkins, E., Finnveden, G., Green, J., Persson, M., . . . Wood, R. (2022). Nya metoder och miljöindikatorer för att stödja policy för hållbar konsumtion i Sverige: Slutrapport–PRINCE fas 2, Naturvårdsverket.
- Bryngelsson, D., Wirsenius, S., Hedenus, F., & Sonesson, U. (2016). How can the EU climate targets be met? A combined analysis of technological and demand-side changes in food and agriculture. *Food Policy*, 59, 152–164. doi:[10.1016/j.foodpol.2015.12.012](https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2015.12.012)
- BSI. (2008). Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. In: The British Standards Institution.
- Carey, C. N., Paquette, M., Sahye–Pudaruth, S., Dadvar, A., Dinh, D., Khodabandehlou, K., . . . Jenkins, D. J. A. (2023). The Environmental Sustainability of Plant-Based Dietary Patterns: A Scoping Review. *The Journal of Nutrition*, 153(3), 857–869.

doi:<https://doi.org/10.1016/j.tjnut.2023.02.001>

Carlsson-Kanyama, A., & González, A. D. (2009). Potential contributions of food consumption patterns to climate change. *Am J Clin Nutr*, 89(5), 1704s-1709s. doi:10.3945/ajcn.2009.26736AA

Cederberg, C., Persson, U. M., Schmidt, S., Hedenus, F., & Wood, R. (2019). Beyond the borders – burdens of Swedish food consumption due to agrochemicals, greenhouse gases and land-use change. *Journal of Cleaner Production*, 214, 644-652. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.313>

Chaudhary, A., & Brooks, T. M. (2018). Land use intensity-specific global characterization factors to assess product biodiversity footprints. *Environmental science & technology*, 52(9), 5094-5104. doi:<https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05570>

Chaudhary, A., Gustafson, D., & Mathys, A. (2018). Multi-indicator sustainability assessment of global food systems. *Nature communications*, 9(1), 848. doi:10.1038/s41467-018-03308-7

Chaudhary, A., & Kastner, T. (2016). Land use biodiversity impacts embodied in international food trade. *Global Environmental Change*, 38, 195-204. doi:<https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.03.013>

Clark, M., & Tilman, D. (2017a). Comparative analysis of environmental impacts of agricultural production systems, agricultural input efficiency, and food choice. *Environmental Research Letters*, 12(6), 064016. doi:10.1088/1748-9326/aa6cd5

Clark, M., & Tilman, D. (2017b). Comparative analysis of environmental impacts of agricultural production systems, agricultural input efficiency, and food choice. *Environmental Research Letters*, 12(6), 064016.

Clark, M. A., Domingo, N. G. G., Colgan, K., Thakrar, S. K., Tilman, D., Lynch, J., . . . Hill, J. D. (2020). Global food system emissions could preclude achieving the 1.5° and 2°C climate change targets. *Science*, 370(6517), 705-708. doi:10.1126/science.aba7357

Clune, S., Crossin, E., & Vergheze, K. (2017). Systematic review of greenhouse gas emissions for different fresh food categories. *Journal of Cleaner Production*, 140, 766-783. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.04.082>

Cosme, N., & Hauschild, M. Z. (2017). Characterization of waterborne nitrogen emissions for marine eutrophication modelling in life cycle impact assessment at the damage level and global scale. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(10), 1558-1570. doi:10.1007/s11367-017-1271-5

Cowan, A. E., Jun, S., Tooze, J. A., Dodd, K. W., Gahche, J. J., Eicher-Miller, H. A., . . . Bailey, R. L. (2023). A narrative review of nutrient based indexes to assess diet quality and the proposed total nutrient index that reflects total dietary exposures. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 63(12), 1722-1732. doi:10.1080/10408398.2021.1967872

Crenna, E., Sinkko, T., & Sala, S. (2019). Biodiversity impacts due to food consumption in Europe. *Journal of Cleaner Production*, 227, 378-391. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.054>

Crippa, M., Solazzo, E., Guizzardi, D., Monforti-Ferrario, F., Tubiello, F. N., & Leip, A. (2021). Food systems are responsible for a third of global anthropogenic GHG emissions. *Nature Food*, 2(3), 198-209. doi:10.1038/s43016-021-00225-9

Einarsson, R. (2024). Nitrogen in the food system. *TABLE Explainer*. doi:10.56661/2fa45626

Einarsson, R., & Cederberg, C. (2019). Is the nitrogen footprint fit for purpose? An assessment of models and proposed uses. *Journal of environmental management*, 240, 198-208. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.083>

Einarsson, R., Sanz-Cobena, A., Aguilera, E., Billen, G., Garnier, J., van Grinsven, H. J. M., & Lassaletta, L. (2021). Crop production and nitrogen use in European cropland and grassland 1961-2019. *Scientific Data*, 8(1), 288. doi:10.1038/s41597-021-01061-z

Emanuelsson, A., Ziegler, F., Pihl, L., Sköld, M., & Sonesson, U. (2014). Accounting for overfishing in life cycle assessment: new impact categories for biotic resource use. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 19, 1156-1168. doi:<https://doi.org/10.1007/s11367-013-0684-z>

EMEP / EEA. (2019). *Air Pollutant Emission Inventory Guidebook 2019, 3B Manure Management*, Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2800/293657>

Eneroth, H. M. L. (2023). *Climate impact of ultra-processed foods in the Swedish diet*. (Master). Swedish University of

- Agricultural Sciences, Uppsala. <https://stud.epsilon.slu.se/19231/> Epsilon database.
- Eriksson, O. (2022). Coproduction of Food, Cultural Heritage and Biodiversity by Livestock Grazing in Swedish Semi-natural Grasslands. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 6. doi:10.3389/fsufs.2022.801327
- Eurostat. (2022). Eurostat database. <https://ec.europa.eu/eurostat/data/database>
- Europakommissionen (o.d.). Environmental Footprint. European Platform on LCA | EPLCA. <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/EnvironmentalFootprint.html>
- Eustachio Colombo, P., Elinder, L. S., Nykänen, E.-P.A., Patterson, E., Lindroos, A. K., & Parlesak, A. (2023). Developing a novel optimisation approach for keeping heterogeneous diets healthy and within planetary boundaries for climate change. *European Journal of Clinical Nutrition*. doi:10.1038/s41430-023-01368-7
- Falkenmark, M., & Lannerstad, M. (2005). Consumptive water use to feed humanity—curing a blind spot. *Hydrology and Earth System Sciences*, 9(1/2), 15–28. doi:<https://doi.org/10.5194/hess-9-15-2005>
- Falkenmark, M., & Rockström, J. (2006). The new blue and green water paradigm: Breaking new ground for water resources planning and management. 132(3), 129–132. doi:[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(2006\)132:3\(129\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(2006)132:3(129))
- Fantke, P., Bijster, M., & Guinard, C. (2017). USEtox 2.0 documentation (version 1.1). <https://usetox.org/model/documentation>
- FAO. (2011). Global food losses and food waste – Extent, causes and prevention (J. Gustavsson Ed.). Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FAO. (2023). FAOSTAT Statistical Database. Food and Agricultural Organization of the United Nations
- FAO, IFAD, UNICEF, WFP, & WHO. (2022). The State of Food Security and Nutrition in the World 2022. Repurposing food and agricultural policies to make healthy diets more affordable. Rome, FAO. <https://doi.org/10.4060/cc0639en>
- FAO, & WHO. (2019). Sustainable healthy diets – Guiding principles. In Rome.
- Finnveden, G., Hauschild, M. Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., . . . Suh, S. (2009). Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of environmental management*, 91(1), 1–21. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.06.018>
- FontVivanco, D., Sprecher, B., & Hertwich, E. (2017). Scarcity-weighted global land and metal footprints. *Ecological Indicators*, 83, 323–327. doi:10.1016/j.ecolind.2017.08.004
- Gattinger, A., Muller, A., Haeni, M., Skinner, C., Fließbach, A., Buchmann, N., . . . Niggli, U. (2012). Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(44), 18226–18231. doi:10.1073/pnas.1209429109
- Gentil, C., Fantke, P., Mottes, C., & Basset-Mens, C. (2020). Challenges and ways forward in pesticide emission and toxicity characterization modeling for tropical conditions. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 25, 1290–1306. doi:<https://doi.org/10.1007/s11367-019-01685-9>
- Gliessman, S. (2006). *Animals in agroecosystems. In Agroecology: the ecology of sustainable food systems* (2nd ed., pp. 269–285). Boca Raton, FL, USA: CRC Press.
- Hallström, E., Bajzelj, B., Håkansson, N., Sjons, J., Åkesson, A., Wolk, A., & Sonesson, U. (2021). Dietary climate impact: Contribution of foods and dietary patterns by gender and age in a Swedish population. *Journal of Cleaner Production*, 306, 127189. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127189>
- Hallström, E., Carlsson-Kanyama, A., & Börjesson, P. (2015). Environmental impact of dietary change: a systematic review. *Journal of Cleaner Production*, 91, 1–11. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.12.008>
- Harrison, M. R., Palma, G., Buendia, T., Bueno-Tarodo, M., Quell, D., & Hachem, F. (2022). A scoping review of indicators for sustainable healthy diets. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 5, 822263. doi:<https://doi.org/10.3389/fsufs.2021.822263>
- Hélias, A., Stanford-Clark, C., & Bach, V. (2023). A new impact pathway towards ecosystem quality in life cycle assessment: characterisation factors for fisheries. *The International Journal*

- of Life Cycle Assessment, 28(4), 367–379. doi:10.1007/s11367-023-02136-2
- Henryson, K., Kätterer, T., Tidåker, P., & Sundberg, C. (2020). Soil N₂O emissions, N leaching and marine eutrophication in life cycle assessment—A comparison of modelling approaches. *Science of The Total Environment*, 725, 138332. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138332
- Hjorth, T., Huseinovic, E., Hallström, E., Strid, A., Johansson, I., Lindahl, B., . . . Winkvist, A. (2020). Changes in dietary carbon footprint over ten years relative to individual characteristics and food intake in the Västerbotten Intervention Programme. *Scientific Reports*, 10(1), 20. doi:10.1038/s41598-019-56924-8
- Hoekstra, A.Y. (2011). *The water footprint assessment manual: Setting the global standard* (1st ed.). London, Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781849775526>
- Hoekstra, A.Y. (2015). *The water footprint: The Relation Between Human Consumption and Water Use*. In M. Antonelli & F. Greco (Eds.), *The Water We Eat: Combining virtual water and water footprints* (pp. 35–48). Cham: Springer International Publishing.
- Huijbregts, M., Steinmann, Z., Elshout, P., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., . . . van Zelm, R. (2016). *A Harmonized Life Cycle Impact Assessment Method at Midpoint and Endpoint Level – Report I: Characterization*. RIVM Report 2016 – 0104. National Institute for Public Health and the Environment.
- IDF (2022). *The IDF global Carbon Footprint standard for the dairy sector*. Bulletin of the IDF No. 520/2022, Brussels.
- IPCC. (2019). *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, 10.4 Methane Emissions from Manure Management*. <https://www.ipcc.ch/report/2019-refinement-to-the-2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories/>
- ISO. (2006a). ISO 14040 International Standard. In *Environmental management - life cycle assessment - principles and framework*: International Organisation for Standardization, Geneva, Switzerland.
- ISO. (2006b). ISO 14040 International Standard. In *Environmental management - life cycle assessment - principles and framework*: International Organisation for Standardization, Geneva, Switzerland.
- ISO. (2014). ISO 14046 International Standard. In *Environmental management - Water footprint - Principles, requirements and guidelines*: International Organisation for Standardization, Geneva, Switzerland.
- Greenhouse gases Carbon footprint of products - Requirements and guidelines for quantification (ISO Standard No. 14067:2018), (2018).
- Jarmul, S., Dangour, A. D., Green, R., Liew, Z., Haines, A., & Scheelbeek, P. F. (2020). Climate change mitigation through dietary change: a systematic review of empirical and modelling studies on the environmental footprints and health effects of ‘sustainable diets’. *Environmental Research Letters*, 15(12), 123014. doi:10.1088/1748-9326/abc2f7
- Jordbruksverket. (2012). *Ett klimatvänligt jordbruk 2050*.
- Karlsson, J. O., Carlsson, G., Lindberg, M., Sjunnestrand, T., & Rööös, E. (2018). Designing a future food vision for the Nordics through a participatory modeling approach. *Agronomy for Sustainable Development*, 38(6), 59. doi:10.1007/s13593-018-0528-0
- Karlsson, J. O., & Rööös, E. (2019). Resource-efficient use of land and animals—Environmental impacts of food systems based on organic cropping and avoided food-feed competition. *Land Use Policy*, 85, 63–72. doi:https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.03.035
- Karlsson Potter, H., Lundmark, L., & Rööös, E. (2020). Environmental impact of plant-based foods—data collection for the development of a consumer guide for plant-based foods (112).
- Karlsson Potter, H., & Rööös, E. (2021). Multi-criteria evaluation of plant-based foods—use of environmental footprint and LCA data for consumer guidance. *Journal of Cleaner Production*, 280, 124721. doi:https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124721
- Karolinska Institutet. (2023). *Systematiska översikter*. Universitetsbiblioteket. <https://kib.ki.se/soka-vardera/systematiska-oversikter>
- Kemikalieinspektionen och SCB. (2022). *Växtskyddsmedel i jord- och trädgårdsbruket 2021. Användning i grödor*. Statistika Meddelanden, https://www.scb.se/contentassets/6e042f0902bb449fb15edc4c1eb8e22c/mi0502_2021i20_br_mi31br2202.pdf

- Lantmännen. (2023). Framtidens Jordbruk: Vägen mot ett klimatneutralt jordbruk 2050 - Skördeåret 2023. <https://www.lantmannen.se/globalassets/framtidsjordbruk-arsbok-2023.pdf>
- Ledgard, S. F., Liefvering, M., Coup, D., & O'Brien, B. (2011). Carbon footprinting of New Zealand lamb from the perspective of an exporting nation. *Animal Frontiers*, 1(1). doi:10.2527/af.2011-0010
- Lemming, E. W., Moraes, L., Sipinen, J. P., & Lindroos, A. K. (2018). Riksmaten ungdom 2016-17, Livsmedelskonsumtion bland ungdomar i Sverige - Resultat från en matvaneundersökning bland ungdomar i årskurserna 5, 8 och 2 på gymnasiet.
- Lindberg, M., Lundström, J., Albiñ, A., Gustafson, G., Bertilsson, J., Rydhmer, L., . . . Magnusson, U. (2020). Djurens roll för livsmedelsförsörjningen i en föränderlig miljö-utmaningar och kunskapsbehov. *Future Food Reports*, 12. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala. https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/fu-food/publikationer/future-food-reports/slu-futurefood_rapport_12.pdf
- Livsmedelsverket. (2013). Hur liten kan livsmedelskonsumtionens klimatpåverkan vara år 2050? – ett diskussionsunderlag om vad vi äter i framtiden. https://www.livsmedelsverket.se/globalassets/matvanor-halsa-miljo/miljo/2013_livsmedelsverket_hur_liten_kan_livsmedelskonsumtionens_klimatpaverkan_vara_2050.pdf
- Livsmedelsverket. (2024). Kostråden - hitta ditt sätt. Livsmedelsverket.
- Lucas, E., Guo, M., & Guillén-Gosálbez, G. (2023). Low-carbon diets can reduce global ecological and health costs. *Nature Food*, 4(5), 394-406. doi:10.1038/s43016-023-00749-2
- Lukas, M., Rohn, H., Lettenmeier, M., Liedtke, C., & Wiesen, K. (2016). The nutritional footprint – integrated methodology using environmental and health indicators to indicate potential for absolute reduction of natural resource use in the field of food and nutrition. *Journal of Cleaner Production*, 132, 161-170. doi:10.1016/j.jclepro.2015.02.070
- Marlow, H. J., Harwatt, H., Soret, S., & Sabaté, J. (2015). Comparing the water, energy, pesticide and fertilizer usage for the production of foods consumed by different dietary types in California. *Public Health Nutrition*, 18(13), 2425-2432. doi:10.1017/S1368980014002833
- Martin, M., & Brandão, M. (2017). Evaluating the Environmental Consequences of Swedish Food Consumption and Dietary Choices. *Sustainability*, 9(12), 2227. doi:https://doi.org/10.3390/su9122227
- Mekonnen, M. M., & Gerbens-Leenes, W. (2020). The water footprint of global food production. *Water*, 12(10), 2696. doi:https://doi.org/10.3390/w12102696
- Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2011). The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15(5), 1577-1600. doi:https://doi.org/10.5194/hess-15-1577-2011
- Moberg, E., Karlsson Potter, H., Wood, A., Hansson, P.-A., & Rööf, E. (2020). Benchmarking the Swedish diet relative to global and national environmental targets—identification of indicator limitations and data gaps. *Sustainability*, 12(4), 1407. doi:https://doi.org/10.3390/su12041407
- Moberg, E., Säll, S., Hansson, P.-A., & Rööf, E. (2021). Taxing food consumption to reduce environmental impacts—Identification of synergies and goal conflicts. *Food Policy*, 101, 102090. doi:https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2021.102090
- Moberg, E., Walker Andersson, M., Säll, S., Hansson, P.-A., & Rööf, E. (2019). Determining the climate impact of food for use in a climate tax—design of a consistent and transparent model. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 24, 1715-1728. doi:https://doi.org/10.1007/s11367-019-01597-8
- Moberg, E., & Simonsen, S. H. (o.d.). Vad är resiliens? En introduktion till forskning om social-ekologiska system. Stockholm Resilience Centre. https://www.stockholmresilience.org/download/18.bc93e6614373c93508e98/1459560235322/SU_SR_C_vadarresiliens_low.pdf
- Morelli, B., Hawkins, T. R., Niblick, B., Henderson, A. D., Golden, H. E., Compton, J. E., . . . Bare, J. C. (2018). Critical Review of Eutrophication Models for Life Cycle Assessment. *Environmental science & technology*, 52(17), 9562-9578. doi:10.1021/acs.est.8b00967

- Muller, A., Schader, C., El-Hage Scialabba, N., Brüggemann, J., Isensee, A., Erb, K.-H., . . . Niggli, U. (2017). Strategies for feeding the world more sustainably with organic agriculture. *Nature communications*, 8(1), 1290. doi:10.1038/s41467-017-01410-w
- Murray, C. J. L., Aravkin, A. Y., Zheng, P., Abbafati, C., Abbas, K. M., Abbasi-Kangevari, M., . . . Lim, S. S. (2020). Global burden of 87 risk factors in 204 countries and territories, 1990–2019: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2019. *The Lancet*, 396(10258), 1223–1249. doi:10.1016/s0140-6736(20)30752-2
- Myhre, G., D. Shindell, F.-M. Bréon, W. Collins, J. Fuglestedt, J. Huang, . . . H. Zhang. (2013). Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In T. F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, & P.M. Midgley (Eds.), *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Ng, M., Fleming, T., Robinson, M., Thomson, B., Graetz, N., Margono, C., . . . Gakidou, E. (2014). Global, regional, and national prevalence of overweight and obesity in children and adults during 1980–2013: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2013. *The Lancet*, 384(9945), 766–781. doi:10.1016/S0140-6736(14)60460-8
- Nilsson, K., Landquist, B., Behaderovic, M., Wallman, M., Ahlgren, S., & Ziegler, F. (o.d.). Metodikunderlag för beräkning av klimatavtryck för livsmedel. In: RISE Research Institutes of Sweden.
- Nordborg, M., Cederberg, C., & Berndes, G. r. (2014). Modeling potential freshwater ecotoxicity impacts due to pesticide use in biofuel feedstock production: the cases of maize, rapeseed, salix, soybean, sugar cane, and wheat. *Environmental science & technology*, 48(19), 11379–11388. doi:https://doi.org/10.1021/es502497p
- Nyberg, O., Rico, A., Guinée, J., & Henriksson, P.J. (2021). Characterizing antibiotics in LCA—a review of current practices and proposed novel approaches for including resistance. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 26, 1816–1831. doi:https://doi.org/10.1007/s11367-021-01908-y
- Pendrill, F., Persson, U. M., Godar, J., & Kastner, T. (2019a). Deforestation displaced: trade in forest-risk commodities and the prospects for a global forest transition. *Environmental Research Letters*, 14(5), 055003. doi:10.1088/1748-9326/ab0d41
- Pendrill, F., Persson, U. M., Godar, J., Kastner, T., Moran, D., Schmidt, S., & Wood, R. (2019b). Agricultural and forestry trade drives large share of tropical deforestation emissions. *Global Environmental Change*, 56, 1–10. doi:https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2019.03.002
- Pendrill, F., Persson, U. M., Kastner, T., & Wood, R. (2022). Deforestation risk embodied in production and consumption of agricultural and forestry commodities 2005–2018.
- Perignon, M., Masset, G., Ferrari, G., Barré, T., Vieux, F., Maillot, M., . . . Darmon, N. (2016). How low can dietary greenhouse gas emissions be reduced without impairing nutritional adequacy, affordability and acceptability of the diet? A modelling study to guide sustainable food choices. *Public Health Nutrition*, 19(14), 2662–2674. doi:10.1017/S1368980016000653
- Persson, L., Carney Almroth, B. M., Collins, C. D., Cornell, S., De Wit, C. A., Diamond, M. L., . . . Ryberg, M. W. (2022). Outside the safe operating space of the planetary boundary for novel entities. *Environmental science & technology*, 56(3), 1510–1521. doi:https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04158
- Poore, J., & Nemecek, T. (2018). Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. *Science*, 360(6392), 987–992. doi:doi:10.1126/science.aaq0216
- Poux, X., & Aubert, P.-M. (2018). An agroecological Europe in 2050: multifunctional agriculture for healthy eating: Findings from the Ten Years For Agroecology (TYFA) modelling exercise. Study, No. 09/18. Paris, France.
- Ran, Y., Cederberg, C., Jonell, M., Bergman, K., De Boer, I., Einarsson, R., . . . Rööf, E. (2024). Environmental assessment of diets—overview and guidance on indicator choice. *The Lancet Planetary Health*, 8(3), e172–e187. doi:https://doi.org/10.1016/S2542-5196(24)00006-8
- Richardson, K., Steffen, W., Lucht, W., Bendtsen, J., Cornell, S. E., Donges, J. F., . . . Rockström, J. (2023). Earth beyond six of nine planetary boundaries. *Science advances*, 9(37), eadh2458.

doi:doi:10.1126/sciadv.adh2458

Röös, E. (2019). Kor och klimat. SLU, EPOK—Centrum för Ekologisk Produktion och Konsumtion.

Röös, E., Bajželj, B., Smith, P., Patel, M., Little, D., & Garnett, T. (2017a). Greedy or needy? Land use and climate impacts of food in 2050 under different livestock futures. *Global Environmental Change*, 47, 1-12. doi:10.1016/j.gloenvcha.2017.09.001

Röös, E., Bajželj, B., Smith, P., Patel, M., Little, D., & Garnett, T. (2017b). Protein futures for Western Europe: potential land use and climate impacts in 2050. *Regional Environmental Change*, 17(2), 367-377. doi:10.1007/s10113-016-1013-4

Röös, E., Jacobsen, M., Karlsson, L., Wanecek, W., Spånberg, J., Mazac, R., & Rydhmer, L. (kommande). Introducing a Comprehensive Tool for Evaluating Environmental and Social Impact in Dietary and Food Assessments. Att submittas till Sustainable Production and Consumption.

Röös, E., Karlsson, H., Witthöft, C., & Sundberg, C. (2015a). Evaluating the sustainability of diets—combining environmental and nutritional aspects. *Environmental Science & Policy*, 47, 157-166. doi:https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.12.001

Röös, E., Mayer, A., Muller, A., Kalt, G., Ferguson, S., Erb, K.-H., ... Schwarz, G. (2022). Agroecological practices in combination with healthy diets can help meet EU food system policy targets. *Science of The Total Environment*, 847, 157612. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157612

Röös, E., Patel, M., Spångberg, J., Carlsson, G., & Rydhmer, L. (2015b). Kött och mjölk från djur uppfödda på bete och restprodukter—ger det en hållbar kost? Uppsala, SLU, Framtidens lantbruk - djur, växter och markanvändning.

Röös, E., Patel, M., Spångberg, J., Carlsson, G., & Rydhmer, L. (2016). Limiting livestock production to pasture and by-products in a search for sustainable diets. *Food Policy*, 58, 1-13. doi:10.1016/j.foodpol.2015.10.008

Sadler, C. R., Grassby, T., Hart, K., Raats, M., Sokolovi, M., & Timotijevic, L. (2021). Processed food classification: Conceptualisation and challenges. *Trends in Food Science & Technology*, 112, 149-162. doi:https://doi.org/10.1016/j.tifs.2021.02.059

Sala, S., Biganzoli, F., Mengual, E. S., & Saouter, E. (2022). Toxicity impacts in the environmental footprint method: calculation principles. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 27(4), 587-602. doi:https://doi.org/10.1007/s11367-022-02033-0

Sandström, V., Valin, H., Krisztin, T., Havlík, P., Herrero, M., & Kastner, T. (2018). The role of trade in the greenhouse gas footprints of EU diets. *Global Food Security*, 19, 48-55. doi:https://doi.org/10.1016/j.gfs.2018.08.007

SCB. (2023a). Marken i Sverige. Sveriges officiella statistik. <https://www.scb.se/hitta-statistik/sverige-i-siffror/miljo/marken-i-sverige/>

SCB. (2023b). Statistikdatabsen, Miljöpåverkan från hushållens konsumtion efter ändmål COICOP och ämne. År 2008 - 2021. https://www.statistikdatabasen.scb.se/pxweb/sv/ssd/START__MI__MI1301__MI1301F/MI1301MPCOICOPN/

Schader, C., Muller, A., Scialabba, N. E.-H., Hecht, J., Isensee, A., Erb, K.-H., ... Niggli, U. (2015). Impacts of feeding less food-competing feedstuffs to livestock on global food system sustainability. *Journal of The Royal Society Interface*, 12(113), 20150891. doi:doi:10.1098/rsif.2015.0891

Scherer, L., Behrens, P., & Tukker, A. (2019). Opportunity for a Dietary Win-Win-Win in Nutrition, Environment, and Animal Welfare. *One Earth*, 1(3), 349-360. doi:10.1016/j.oneear.2019.10.020

Schwarzmueller, F., & Kastner, T. (2022). Agricultural trade and its impacts on cropland use and the global loss of species habitat. *Sustainability Science*, 17(6), 2363-2377. doi:10.1007/s11625-022-01138-7

Sjörs, C., Hedenus, F., Sjölander, A., Tillander, A., & Bälter, K. (2017). Adherence to dietary recommendations for Swedish adults across categories of greenhouse gas emissions from food. *Public Health Nutr*, 20(18), 3381-3393. doi:10.1017/s1368980017002300






Sjörs, C., Raposo, S. E., Sjölander, A., Bälter, O., Hedenus, F., & Bälter, K. (2016). Diet-related greenhouse gas emissions assessed by a food frequency questionnaire and validated using 7-day weighed food records. *Environmental Health*, 15(1), 15. doi:10.1186/s12940-016-0110-7

Sveriges Miljömål. (2018). Preciseringar av Ett rikt

- odlingslandskap. <https://www.sverigesmiljomal.se/miljomalen/ett-rikt-odlingslandskap/preciseringar-av-ett-rikt-odlingslandskap/>
- UNEP. (2020). Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products and Organizations 2020. U. N. E. P. (UNEP)
- UNEP (2021). Food Waste Index Report 2021. Nairobi. <https://www.unep.org/resources/report/unep-food-waste-index-report-2021>
- UNEP. (2022). Emissions Gap Report 2022: The Closing Window. Climate Crisis Calls for Rapid Transformation of Societies (9210023994). United Nations Environment Programme, Nairobi. <https://www.unep.org/emissions-gap-report-2022>
- van der Werf, H. M., Knudsen, M. T., & Cederberg, C. (2020). Towards better representation of organic agriculture in life cycle assessment. *Nature Sustainability*, 3(6), 419–425.
- Van Zanten, H. H. E., Herrero, M., Van Hal, O., Rööös, E., Muller, A., Garnett, T., . . . De Boer, I. J. M. (2018). Defining a land boundary for sustainable livestock consumption. *Global Change Biology*, 24(9), 4185–4194. doi:<https://doi.org/10.1111/gcb.14321>
- Vanham, D. (2020). Water resources for sustainable healthy diets: state of the art and outlook. *Water*, 12(11), 3224.
- Vanham, D., Alfieri, L., Flörke, M., Grimaldi, S., Lorini, V., de Roo, A., & Feyen, L. (2021). The number of people exposed to water stress in relation to how much water is reserved for the environment: A global modelling study. *The Lancet Planetary Health*, 5(11), e766–e774.
- Vanham, D., Hoekstra, A. Y., Wada, Y., Bouraoui, F., De Roo, A., Mekonnen, M. M., . . . Bastiaanssen, W. G. (2018). Physical water scarcity metrics for monitoring progress towards SDG target 6.4: An evaluation of indicator 6.4.2 “Level of water stress”. *Science of The Total Environment*, 613, 218–232.
- Vanham, D., Leip, A., Galli, A., Kastner, T., Bruckner, M., Uwizeye, A., . . . Brandão, M. (2019). Environmental footprint family to address local to planetary sustainability and deliver on the SDGs. *Science of The Total Environment*, 693, 133642.
- Vinnari, M., & Vinnari, E. (2014). A Framework for Sustainability Transition: The Case of Plant-Based Diets. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 27(3), 369–396. doi:10.1007/s10806-013-9468-5
- Walker, C., Gibney, E. R., Mathers, J. C., & Hellweg, S. (2019). Comparing environmental and personal health impacts of individual food choices. *Science of The Total Environment*, 685, 609–620. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.05.404
- Wang, X., Daigger, G., de Vries, W., Kroeze, C., Yang, M., Ren, N.-Q., . . . Butler, D. (2019). Impact hotspots of reduced nutrient discharge shift across the globe with population and dietary changes. *Nature communications*, 10(1), 2627. doi:10.1038/s41467-019-10445-0
- WHO. (o.d.). Constitution of the World Health Organization.
- Willett, W., Rockström, J., Loken, B., Springmann, M., Lang, T., Vermeulen, S., . . . Murray, C. J. L. (2019). Food in the Anthropocene: the EAT–Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. *The Lancet*, 393(10170), 447–492. doi:[https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(18\)31788-4](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(18)31788-4)
- Wood, A., Gordon, L. J., Rööös, E., Karlsson, J., Häyhä, T., Bignet, V., . . . Bruckner, M. (2019). Nordic food systems for improved health and sustainability: Baseline assessment to inform transformation.
- Zira, S., Rööös, E., Ivarsson, E., Hoffmann, R., & Rydhmer, L. (2020). Social life cycle assessment of Swedish organic and conventional pork production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 25(10), 1957–1975. doi:10.1007/s11367-020-01811-y

SLU Future Food

SLU Future Food är en plattform som stimulerar och utvecklar tvärdisciplinär forskning och samverkan för ekonomiskt, ekologiskt och socialt hållbara livsmedelssystem.

-  www.slu.se/futurefood
-  SLU Future Foods nyhetsbrev
-  @SLUFutureFood
-  Feeding your mind
-  futurefood@slu.se



SCIENCE AND
EDUCATION **FOR**
SUSTAINABLE
LIFE



SCIENCE AND
EDUCATION **FOR**
SUSTAINABLE
LIFE