

Ökobilanzierung von Agri-Photovoltaik in Kombination mit Energiespeicherungssystemen

Modellhafte Analyse des Umweltfußabdrucks von Agri-
Photovoltaik- und Freiflächen-Anlagen mit
Energiespeicherung und Wasserstoffnutzung in Thüringen

**Freie wissenschaftliche Arbeit zur Erlangung des akademischen
Grades**

Master of Science (M.Sc.)

**in der Studienfachrichtung Erneuerbare Energien Management
der Fachhochschule Erfurt**

Vorgelegt bei:

Erstgutachterin: Prof.in Dr.in Kerstin Wydra
(Fachhochschule Erfurt)

Zweitgutachter: Dr. Hubert Aulich
(SolarInput e.V., Erfurt)

von: Leon Bruno Hoffmann
geboren 10.03.1996 in Kassel
Matrikel-Nr.: 120 072 084

Abgabe: _____

Danksagung:

Mein besonderer Dank gilt meiner Betreuerin Prof.in Dr.in Kerstin Wydra, die mich während der Bearbeitung dieser Arbeit mit großem Engagement, wertvollen Literaturhinweisen sowie hilfreichen Anregungen zur Strukturierung und inhaltlichen Ausgestaltung unterstützt hat. Ihre fachliche und freundliche Begleitung hat wesentlich zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen.

Ebenso danke ich Herrn Dr. Hubert Aulich für die Übernahme der Zweitbetreuung und seine fachliche Unterstützung.

Darüber hinaus möchte ich meinen Kollegen beim SolarInput e.V. und der Zupar GmbH danken, die mir mit hilfreichen Hinweisen, Ratschlägen und praktischer Unterstützung zur Seite standen.

Mein besonderer Dank gilt schließlich meiner Familie und meinen Freunden, die mich während meines gesamten Studiums und insbesondere während der Masterarbeit mit großem Einsatz unterstützt, motiviert und begleitet haben. Ohne ihre Geduld und ihren Rückhalt wäre der erfolgreiche Abschluss dieser Arbeit nicht möglich gewesen.

Vielen Dank.

Zusammenfassung

Die Transformation des Energiesystems Deutschlands, die zunehmende Flächenkonkurrenz zwischen Energieerzeugung und Landwirtschaft sowie der wachsende Bedarf an effizienter Energiespeicherung stellen zentrale Herausforderungen für eine nachhaltige Entwicklung dar. Agri-Photovoltaik (APV) bietet als multifunktionales Nutzungskonzept das Potenzial, landwirtschaftliche Produktion und erneuerbare Stromerzeugung auf derselben Fläche zu kombinieren und zugleich einen Beitrag zur dezentralen Energieversorgung zu leisten. Ziel dieser Arbeit ist es, die ökologische Leistungsfähigkeit einer für den Obstbau-optimierten hochaufgeständerten Agri-Photovoltaikanlage am Beispiel eines Apfelanbaustandorts in Thüringen systematisch zu bewerten und mit konventionellen Produktionssystemen zu vergleichen. Ergänzend werden bezüglich der Notwendigkeit von Energiespeicherung noch Batteriespeicher-, Wasserstoff- und Ammoniaksysteme hinsichtlich ihres CO₂-Fußabdrucks analysiert.

Hierzu wird eine vergleichende Ökobilanzierung gemäß dem „Product and Organisation Environmental Footprint“ (EF)-Framework 3.1 durchgeführt. Drei funktional äquivalente Szenarien werden definiert: ein kombiniertes APV-System (Szenario 1), eine räumlich getrennte Erzeugung von Photovoltaikstrom und Apfelanbau (Szenario 2) sowie ein Referenzsystem mit landwirtschaftlicher Produktion und Stromversorgung aus dem deutschen Strommix des Jahres 2024 (Szenario 3). Als funktionelle Einheiten dienen 1 kWh erzeugter Strom sowie 1 kg Äpfel pro Jahr. Die Wirkungsabschätzung erfolgt auf Grundlage der Methode Environmental Footprint 3.1. Dabei basiert die Analyse der Energiespeichersysteme auf umfangreicher Literaturrecherche.

Die Ergebnisse zeigen, dass hochaufgeständerte, für den Obstbau optimierte Agri-PV-Anlagen ökobilanziell vergleichbare Umweltwirkungen aufweisen wie Freiflächen-PV-Anlagen mit getrenntem Apfelanbau. In 11 von 16 Wirkungskategorien weist Szenario 2 die niedrigsten Umweltwirkungen auf, während Szenario 1 in 12 von 16 Kategorien deutlich geringere Umweltwirkungen als das Referenzszenario 3 zeigt. In der Wirkungskategorie „Climate Change“ liegen die Emissionen von Szenario 1 (0,096 kg CO₂-Äq/kWh) etwa um den Faktor fünf und von Szenario 2 (0,070 kg CO₂-Äq/kWh) um den Faktor 6,5 unter denen des deutschen Strommixes im Jahr 2024 (0,473 kg CO₂-Äq/kWh) in Szenario 3. In der Wirkungskategorie „Land use“ schneidet Agri-PV sogar günstiger ab als Freiflächen-PV, was auf die erhöhte Flächennutzungseffizienz zurückzuführen ist. Die Unterschiede zwischen Szenario 1 und 2 sind im Wesentlichen auf den höheren Materialeinsatz der Unterkonstruktion im APV-System zurückzuführen.

Unter der Annahme, dass 50% des erzeugten Stroms gespeichert werden, zeigt der Vergleich der Speichertechnologien, dass Lithium-Ionen-Batteriespeicher die geringsten CO₂-Emissionen pro gespeicherter Kilowattstunde aufweisen. Die ökologisch günstigste Kombination ergibt sich aus Freiflächen-PV mit Batteriespeicherung, während APV mit Batteriespeicherung etwa 20% höhere Lebenszyklusemissionen verursacht. Bei den Wasserstoffpfaden weist die Speicherung in Form von Ammoniak in Kombination mit AEL-Elektrolyse im Vergleich zur direkten Wasserstoffspeicherung mittels AEL und PEM sowie zur Ammoniaksynthese auf Basis von PEM die geringsten spezifischen Emissionen auf. Bezogen auf die gesamten Lebenszyklusemissionen zeigt die Ammoniakherstellung mittels AEL-Elektrolyse sogar die niedrigsten CO₂-Emissionen aller betrachteten Pfade. Dieses Ergebnis ist jedoch maßgeblich auf die niedrigen

Gesamtwirkungsgrade der NH_3 -Produktion zurückzuführen, da nur ein geringer Anteil der eingesetzten Energie für die Rückverstromung verfügbar bleibt. Pro gespeicherter Kilowattstunde weist der Lithium-Ionen-Batteriespeicher mit 0,069 kg CO_2/kWh dennoch geringere Emissionen auf als die Ammoniakherstellung mittels AEL-Elektrolyse mit 0,088 kg CO_2/kWh .

Insgesamt liefern die Ergebnisse eine fundierte Grundlage zur Bewertung der Umweltwirkungen von Agri-PV-Systemen und zugehörigen Speicheroptionen. Die Arbeit identifiziert zentrale Einflussfaktoren entlang des Lebenszyklus und leistet einen Beitrag zur ökologischen Bewertung innovativer Landnutzungs- und Energiesysteme im Kontext einer nachhaltigen Energiewende.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	ii
1. Einleitung.....	1
1.2 Zielsetzung.....	4
2. Theoretische Grundlagen.....	5
2.1 Technische Grundlagen	5
2.1.1 Solarzellen Photo Effect und Freiflächen PV.	5
2.1.2 Wirkungsgrad.....	6
2.1.3 Freiflächen PV	8
2.1.4 Agri-PV-Geschichte und Definition.....	9
2.2 DIN SPEC und rechtlicher Rahmen.....	12
2.2.1 DIN SPEC	12
2.2.1 Anforderungen an APV-Anlagen nach DIN SPEC	13
2.2.3 APV-Förderung im Rahmen des EEGs vor dem Solarpaket 1	15
2.2.4 APV-Förderung im Rahmen des EEGs nach Solarpaket 1	16
2.3 APV-Systeme.....	17
2.3.1 APV-Systeme nach Kategorie 1	17
2.3.2 APV-Systeme nach Kategorie 2	18
2.3.3 Problemstellung PV-Strom Einspeisung bei Energiespitzen	20
2.4 Energiespeicher.....	22
2.4.1 Batteriespeicher	23
2.4.2 Wasserstoff	28
2.4.3 Ammoniak.....	31
3. Grundlage der Ökobilanzierung.....	34
3.1 Durchführung einer Ökobilanzierung.....	34
3.1.1 Definition der Ökobilanzierung	34
3.1.2 Aufbau einer Ökobilanzierung.....	35
3.1.3 Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens	35
3.1.4 Untersuchungsrahmen (Scope)	36
3.1.5 Sachbilanz.....	37
3.1.6 Wirkungsabschätzung.....	38
3.1.7 Auswertung und Interpretation	40
3.2 Literaturrecherche zu Apfelproduktion für Modellierung der Szenarien.....	40
4. Material und Methoden.....	46

4.1 Zieldefinition Ökobilanzierung	46
4.2 Festlegung des Untersuchungsrahmens	47
4.2.1 Funktionelle Einheit	47
4.2.3 Produktsystem und Systemgrenze	48
4.2.4 Methode zur Wirkungsabschätzung	51
4.2.5 Datentypen, Datenquellen und Anforderungen an die Datenqualität	53
4.2.6 Vergleichbarkeit der Systeme	53
4.2.7 Kritische Überprüfung	54
4.3 Modellierung der Szenarien	54
4.3.1 Szenario 1 „Stromproduktion mit Agri-PV und integriertem Apfelanbau“	54
4.3.2 Szenario 2: Stromproduktion mit Freiflächen-PV mit getrenntem Apfelanbau	60
4.3.3 Szenario 3: Stromproduktion nach Deutschem Strommix mit getrenntem Apfelanbau	61
4.4 Sachbilanz	62
4.4.1 Ökobilanzsoftware und -datenbank	62
4.4.2 Sachbilanz Szenario 1	64
4.4.3 Szenario 2	66
4.4.4 Szenario 3	68
5. Wirkungsbilanzierungsergebnisse (Ergebnisse LCA)	69
5.1 Wirkungsbilanz Szenarien	69
5.1.1 Szenario 1	69
5.1.2 Szenario 2	72
5.1.3 Szenario 3	74
5.2 Vergleich der Szenarien	76
5.2.1 Klima relevante Wirkungskategorien	76
5.2.2 Gesundheitlich relevante Wirkungskategorien	78
5.2.3 Ökosystem relevante Wirkungskategorien	80
5.2.4 Ressourcen relevante Wirkungskategorien	82
6. CO ₂ Fußabdruck von Speichertechnologien	85
6.1 Literaturrecherche	85
6.1.1 Batteriespeicher	85
6.1.2 Energiespeicherung mittels grünem Wasserstoff	86
6.1.3 Energiespeicherung mittels grünem Ammoniak	89
6.2 Ergebnisse	90

6.2.1 Batteriespeicher	91
6.2.2 Wasserstoffspeicher	93
6.2.3 Ammoniakspeicher	94
6.3 Ergebnisse der Treibhausgasbilanz der Energieproduktion in Kombination mit Speichertechnologien	95
7. Diskussion	99
7.1 Ergebnisse LCA PV	99
7.2 Ergebnisse Literaturrecherche LCA Speichertechnologien.....	105
7.3 Kombinierte Energieproduktion und Speichertechnologien	107
8. Fazit.....	109
Quellenverzeichnis	112
Anhang I Sachbilanzdaten	131
Anhang II Detaillierte Wirkungsbilanzergebnissen	133
Anhang III: Anteile der Apfel- und Stromproduktion inkl. der Systemkomponente an den gesamten Umweltwirkungen.....	136
Anhang IV Baupläne APV-Anlage	139

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1 Treibhausgas-Emissionen aus der Landwirtschaft nach Kategorien (Umweltbundesamt 2025)	2
Abbildung 2 Funktionsweise Photoeffekt (Wikimedia, 2020)	5
Abbildung 3 Generationen PV-Zellentechnologie (Behrendt et al. 2010, S.18)	7
Abbildung 4 FFPV-Anlage in Norddeutschland (agrarheute, 2024)	8
Abbildung 5 Querschnitt der ersten Pilot APV-Anlage in Deutschland (Fraunhofer ISE 2022) ..	10
Abbildung 6 Landnutzungseffizienz der Heggelbach-Anlage (Fraunhofer ISE 2022)	11
Abbildung 7 APV Anlage in Heggelbach Baden-Württemberg (Fraunhofer ISE 2025)	11
Abbildung 8 Darstellung APV-Anlage der Kategorie I nach DIN SPEC 91434 vgl. DIN 2021	15
Abbildung 9 Apfelanbau im Obsthof Nachtwey (SolarInput e.V., 2024)	18
Abbildung 10 Solarpark in Donaueschingen-Aasen (PV Netzwerk Baden-Württemberg, 2024) ..	19
Abbildung 11 Mittagsspitzen und negativer Strompreis (HTW-Berlin 2024)	20
Abbildung 12 Funktionsweise PbH ₂ SO ₄ Batterie (Dunn et al., 2012)	23
Abbildung 13 Energiedichten von Batterien (Khalid et al. 2023)	25
Abbildung 14 Komponenten einer LFP-Batteriezelle.....	25
Abbildung 15 Alkalische Wasserelektrolyse (Messer, 2025)	29
Abbildung 16 Funktionsweise PEM Elektrolyse (Quest One, 2025)	30
Abbildung 17 Herstellung von Ammonia mittels Haber-Bosch Prozess (Eigene Darstellung)	32
Abbildung 18 JRC Zielformulierung LCA (EU C IES).....	36
Abbildung 19 Erklärung Scope und FU nach Frischknecht (2020)	36
Abbildung 20 Prinzip der Systemerweiterung nach Frischknecht 2020.....	38
Abbildung 21 Beispielhafte Wirkungsabschätzung nach (Hauschild & Huijbregts, 2015)	39
Abbildung 22 Ertragsschwankungen Freiland Obstbau in Deutschland 2015-2022 (Statistisches Bundesamt, 2025a).....	43
Abbildung 23 Systemgrenze der Szenarien (Eigene Darstellung)	50
Abbildung 24 APV-System ZAEW2 (Zimmermann GmbH & Co. KG).....	55
Abbildung 25 Wirkungsfaktoren Szenario 1	70
Abbildung 26 Wirkungsfaktoren Szenario 2.....	73
Abbildung 27 Wirkungsfaktoren Szenario 3.....	75
Abbildung 28 Prozentualer Vergleich der Szenarien in der Wirkungskategorie Climate Change Bezogen auf das jeweils umweltwirksamste Szenario	76
Abbildung 29 Prozentualer Vergleich der Szenarien in der Wirkungskategorie Ionising radiation Bezogen auf das jeweils umweltwirksamste Szenario	77
Abbildung 30 Prozentualer Vergleich der Szenarien in der Wirkungskategorie Ozone depletion Bezogen auf das jeweils umweltwirksamste Szenario	77
Abbildung 31 Prozentualer Vergleich der Szenarien in der Wirkungskategorie Photochemical ozone formation Bezogen auf das jeweils umweltwirksamste Szenario.....	78
Abbildung 32 Prozentualer Vergleich der Szenarien in der Wirkungskategorie Particulate matter Bezogen auf das jeweils umweltwirksamste Szenario	78
Abbildung 33 Prozentualer Vergleich der Szenarien in der Wirkungskategorie Human toxicity, cancer Bezogen auf das jeweils umweltwirksamste Szenario	79
Abbildung 34 Prozentualer Vergleich der Szenarien in der Wirkungskategorie Human toxicity, non cancer Bezogen auf das jeweils umweltwirksamste Szenario	80

Abbildung 35 Prozentualer Vergleich der Szenarien in der Wirkungskategorie Acidification Bezogen auf das jeweils umweltwirksamste Szenario	80
Abbildung 36 Prozentualer Vergleich der Szenarien in der Wirkungskategorie Ecotoxicity, freshwater Bezogen auf das jeweils umweltwirksamste Szenario	81
Abbildung 37 Prozentualer Vergleich der Szenarien in der Wirkungskategorie Eutrophication, marine Bezogen auf das jeweils umweltwirksamste Szenario.....	81
Abbildung 38 Prozentualer Vergleich der Szenarien in der Wirkungskategorie Eutrophication, freshwater Bezogen auf das jeweils umweltwirksamste Szenario	82
Abbildung 39 Prozentualer Vergleich der Szenarien in der Wirkungskategorie Eutrophication, terrestrial Bezogen auf das jeweils umweltwirksamste Szenario.....	82
Abbildung 40 Prozentualer Vergleich der Szenarien in der Wirkungskategorie Land use Bezogen auf das jeweils umweltwirksamste Szenario.....	83
Abbildung 41 Prozentualer Vergleich der Szenarien in der Wirkungskategorie Resource use, fossils Bezogen auf das jeweils umweltwirksamste Szenario.....	83
Abbildung 42 Prozentualer Vergleich der Szenarien in der Wirkungskategorie Resource use, minerals and metals Bezogen auf das jeweils umweltwirksamste Szenario	84
Abbildung 43 Prozentualer Vergleich der Szenarien in der Wirkungskategorie Water use Bezogen auf das jeweils umweltwirksamste Szenario.....	84

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1 Wirkungsgrade verschiedener Solarzellenmaterialien (Quaschnig 2018, S. 134)	7
Tabelle 2 Überblick über Kategorien und Nutzungsformen der DIN SPEC 91434.....	17
Tabelle 3 Vergleich Speichermedien Vor und Nachteile	22
Tabelle 4 Vergleich der Reaktionsmechanismen und Zellspannung verschiedener Batterietypen (Eigene Darstellung)	24
Tabelle 5 Vergleich Lithium- und Natrium- Ionen Batterien (Eigene Darstellung).....	27
Tabelle 6 Vergleich Von AEL und PEM (Eigene Darstellung)	30
Tabelle 7 Zusammenfassung der Erkenntnisse aus der Literaturrecherche zu Apfelanbau unter APV	43
Tabelle 8 Wirkungskategorien und zugehörige Indikatoren.....	51
Tabelle 9 Materialliste Zimmermann GmbH APV Montagesystem ZAEW2-VT-1P-23-h31b30	57
Tabelle 10 Nutzungsdauer und Wirkungsgrade PV-Anlage	58
Tabelle 11 Zusammenfassung der Anlagendimensionierung in Szenario 1	59
Tabelle 12 Zusammenfassung der Anlagendimensionierung in Szenario 2	61
Tabelle 13 Zusammenfassung der Anlagendimensionierung in Szenario 3	62
Tabelle 14 Gesamt Sachbilanz Szenario 1	65
Tabelle 15 Gesamt Sachbilanz Szenario 2	67
Tabelle 16 Gesamt Sachbilanz Szenario 3	68
Tabelle 17 Wirkungsbilanzergebnis Szenario 1	69
Tabelle 18 Wirkungsbilanzergebnis Szenario 2	72
Tabelle 19 Wirkungsbilanzergebnis Szenario 3	74
Tabelle 20 Übersicht zur Literaturrecherche der Batteriespeicher	91
Tabelle 21 Übersicht der Literaturrecherche zu Wasserstoff.....	93
Tabelle 22 Übersicht Ergebnisse Literaturrecherche Ammoniak	94
Tabelle 23 Vergleich der Treibhausgasbilanzen der Energieproduktion in 3 Szenarien und der Speichertechnologien	96

Abkürzungsverzeichnis

AEL	Alkalische Elektrolyse
APV / Agri-PV	Agri-Photovoltaik
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
EEG	Erneuerbare Energien Gesetz
EF	Product and Organisation Environmental Footprint Frameworks Version 3.1
FFPV	Freiflächenphotovoltaik
FU	Funktionelle Einheit
GWP	Global Warming Potential
H ₂	Wasserstoff
H-B	Haber-Bosch Verfahren
IEA	International Energy Agency
kg	Kilogramm
kWh	Kilowattstunde
LCA	Life Cycle Assessment / Ökobilanzierung (Lebenszyklusanalyse)
LFP	Lithium Ionen Batterie
m	Meter
MWh	Megawattstunde
NaFP	Natrium Ionen Batterie
NH ₃	Ammoniak
PEM	Proton Exchange Membrane Elektrolyse
ppm	Parts per Million
PSM	Pflanzenschutzmittel
PV	Photovoltaik
PVPS	Photovoltaic Power Systems Programme
t	Tonne (Metrisch)
tkm	Tausend Kilometer

1. Einleitung

Der Klimawandel stellt eine der größten Herausforderungen des 21. Jahrhunderts dar. Durch anthropogene Treibhausgasemissionen, insbesondere Kohlendioxid (CO₂), hat sich die globale Durchschnittstemperatur in den vergangenen Jahrzehnten messbar auf mehr als 1,5°C erhöht (Hoesung et al., 2023; CO2 Earth, 2026).

Seit der industriellen Revolution hat sich der CO₂-Gehalt in der Atmosphäre durch anthropogene Aktivitäten massiv gesteigert (Hoesung et al., 2023). Dieser Anstieg an CO₂ ist in seiner Geschwindigkeit und Intensität unvergleichlich und sorgt zusammen mit anderen menschlichen Aktivitäten für ein Massensterben von Tier- und Pflanzenarten (WWF, 2024). Von 1960 bis 2024 haben sich die globalen CO₂-Emissionen aus fossilen Brennstoffen von 9,3 Milliarden Tonnen auf 41,6 Milliarden Tonnen erhöht (Max-Planck-Gesellschaft, 2024). Dies hat zu einem Anstieg der CO₂-Konzentration in der Atmosphäre geführt: von 280 ppm vor der Industrialisierung auf 427 ppm im Februar 2025 (NOAA, 2024; CO2 Earth, 2026).

Neben dem industriellen Sektor ist auch die Landwirtschaft als ein zentraler Emittent von CO₂ und weiteren klimarelevanten Gasen, wie Methan und Lachgas, zu identifizieren (FAO, 2019). Gemäß den Angaben des Umweltbundesamtes belief sich die Emission von Treibhausgasen in Deutschland durch die Landwirtschaft im Jahr 2025 auf insgesamt 53,7 Millionen Tonnen. Dies entspricht etwa 8,2 Prozent des gesamten Treibhausgasausstoßes (Umweltbundesamt, 2025).

Die untere Abbildung 1 des Umweltbundesamts (Umweltbundesamt, 2025) zeigt, dass die Emissionen im Vergleich zum Jahr 1990 um 73,3 Mio. t CO₂-Äquivalente auf 53,7 Mio. t CO₂-Äquivalente gesunken sind. Damit stellt diese lediglich eine Reduktion von ca. 27% der CO₂-Emissionen im Vergleich zu 1990 dar. Dies entspricht einer Reduktion von weniger als einem Prozent pro Jahr.

Gleichzeitig ist die Landwirtschaft selbst in besonderem Maße von den Folgen des Klimawandels betroffen. Zunehmende Extremwetterereignisse (Stoll, 2018; Hoesung et al., 2023), wie Starkregen, Dürreperioden und Hitzewellen, gefährden die landwirtschaftliche Produktivität und führen zu einer erhöhten Unsicherheit der Nahrungsmittelversorgung (EFSA et al., 2020).

Der Klimawandel bedingt eine Zunahme und Intensivierung von Dürre- und Hitzeperioden (Sun et al., 2014). Der Grundwasserspiegel zeigt seit einigen Jahren einen deutlichen Abwärtstrend (Goethe Universität, 2022). Dies hat eine Verknappung des für Pflanzen nutzbaren Grundwassers zur Folge und damit signifikant negative Auswirkungen auf die Erntemenge und das Pflanzenwachstum (Siehe Kapitel 2.3 & 3.2). Zudem ist festzustellen, dass die Verfügbarkeit alternativer Wasserressourcen zunehmend eingeschränkt wird, da Landnutzungsänderungen und Bodendegradation die Ertragsstabilität zusätzlich belasten (EEA, 2019). Darüber hinaus nimmt infolge des Klimawandels die Häufigkeit von Extremwetterereignissen wie Stürmen, Starkregen oder Hagel zu, was das Produktionsrisiko in der Landwirtschaft erheblich steigert (Stoll, 2018; EFSA et al., 2020; Schmitt et al., 2022; Pradhan et al., 2022; Pucik, 2025). Allein in Deutschland beliefen sich die dadurch verursachten Schäden im langjährigen Mittel auf rund 511 Millionen Euro (Börner, 2016; Schmitt et al., 2022).

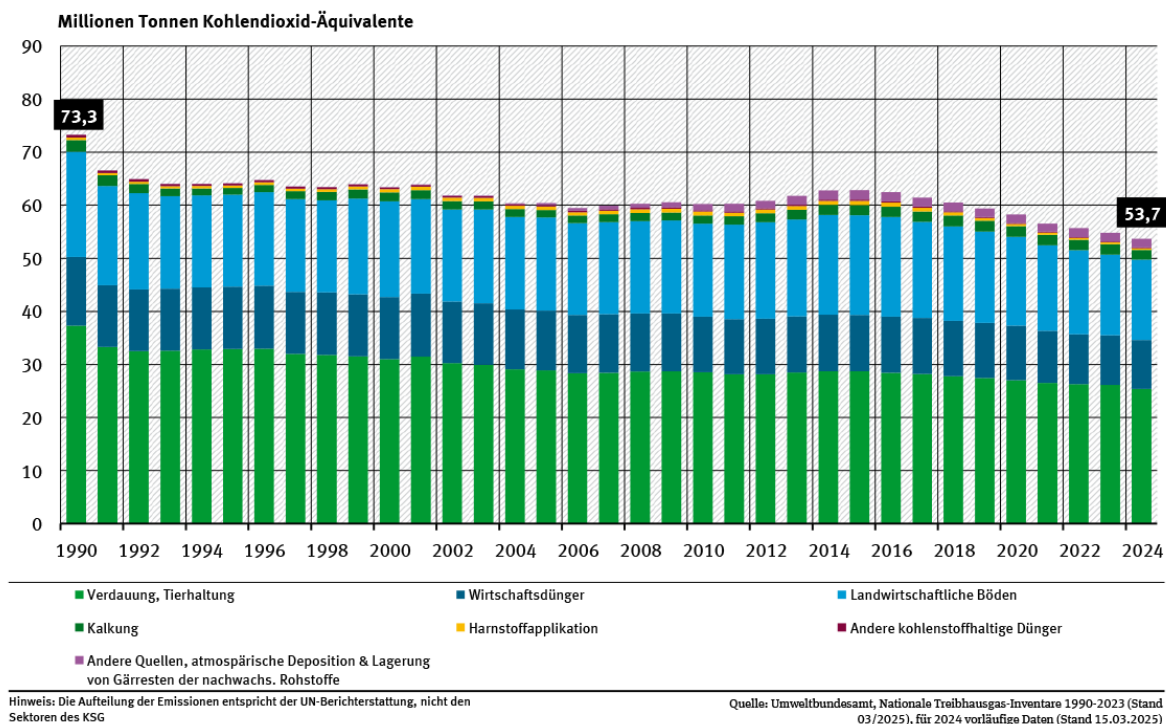


Abbildung 1 Treibhausgas-Emissionen aus der Landwirtschaft nach Kategorien (Umweltbundesamt 2025)

Besonders Dürreperioden und extreme Hagelereignisse stellen eine große Herausforderung dar, da sie nur schwer prognostizierbar sind und sich durch pflanzenbauliche Maßnahmen oftmals nicht verhindern lassen. Im ungünstigsten Fall können solche Ereignisse zu fast vollständigen Ernteausfällen führen (Statistisches Bundesamt, 2025a).

Die Problematik des Klimawandels erfordert dringliche Maßnahmen, um dessen Fortschreiten zu verlangsamen. Zu diesem Zweck ist eine Umstellung von fossilen Energieträgern auf erneuerbare Energieträger, wie sie die Photovoltaik darstellt, unabdingbar. Im Jahr 2024 wurde ein Anstieg der globalen Photovoltaik-Kapazität auf 2,2 TW verzeichnet (IRENA, 2025). Der Zuwachs an Kapazität beläuft sich im Jahr 2024 auf 585 GW, was einem Anteil von ca. 90% des globalen Energieausbaus entspricht. Die vorliegende Untersuchung der IRENA zeigt, dass es sich bei den ausgebauten PV-Systemen in der Regel um Freiflächenphotovoltaikanlagen (FFPV) handelt.

Bodenmontierte Freiflächenanlagen bergen potenziell das Risiko von Landnutzungskonflikten, da sie Flächen beanspruchen können, die gleichzeitig für die Landwirtschaft benötigt werden (TFZ, 2021). Multifunktionale Konzepte, welche die gleichzeitige Nutzung für Energieerzeugung und Landwirtschaft ermöglichen, stellen einen Ansatz dar, um die Flächenkonkurrenz zu reduzieren und gleichzeitig Beiträge zur Klimaanpassung sowie zur Ernährungssicherheit zu leisten (Wydra et al., 2022, 2023).

Eine mögliche Antwort auf diese Herausforderung stellt die sogenannte Agri-Photovoltaik (APV) dar. Dieses Konzept ermöglicht die Nutzung landwirtschaftlicher Flächen für die Produktion von Nahrungsmitteln sowie für die Erzeugung von Energie. APV-Anlagen bieten die Möglichkeit, landwirtschaftliche Kulturen vor Witterungsextremen wie starker Sonneneinstrahlung, Spätfrost oder Starkregen zu schützen und zugleich erneuerbare Energie bereitzustellen (Wydra et al., 2022, 2023; Fraunhofer ISE, 2025b). Im Gegensatz zur konventionellen Freiflächen-Photovoltaik

(FFPV), die häufig zu Flächenkonflikten führt, erlaubt APV eine kombinierte Nutzung derselben Fläche, wodurch Landnutzungsänderungen verringert und die Landnutzungseffizienz gesteigert werden können.

Es liegen mehrere Studien vor, die neben einer höheren landnutzungstechnischen Effizienz auch andere Synergieeffekte, wie beispielsweise die Bildung von für Pflanzen günstigen Mikroklimaten unter den PV-Panelen, festgestellt haben (Wydra et al., 2023; Garrod et al., 2024). Faktoren wie diese können insbesondere in Jahren mit extremem Wetter zu einer Ertragssteigerung mancher Pflanzen unter APV führen. Diese Beobachtung wurde vor allem bei Beerenobst- und Obstkulturen, Kräutern sowie Ackerkulturen wie Weizen gemacht (Pataczek et al., 2023; Dupraz, 2024a, 2024b).

Die Politik hat das Potenzial der APV erkannt und Förderungen und Privilegien für diese Technologie in den Gesetzen des EEGs sowie im Solarpaket 1 aufgenommen (BUND, 2023; BMWK, 2024). Andere EU-Länder wie Italien gehen noch weiter, dort ist auf landwirtschaftlich genutzten Flächen nur noch der Bau von APV erlaubt (pv magazine, 2024).

Aus den genannten Gründen ist die Transformation des Energiesystems hin zu erneuerbaren Energien eine zentrale Voraussetzung, um die Folgen des Klimawandels zu verlangsamen und die Klimaziele zu erreichen (BMWK, 2022). Photovoltaik leistet dabei einen entscheidenden Beitrag.

Ein Aspekt, der jedoch berücksichtigt werden muss, ist die Volatilität der Stromproduktion, die nicht immer mit dem zeitlichen Bedarf übereinstimmt. In der Bundesrepublik Deutschland resultiert dies in der Notwendigkeit einer temporären Reduzierung der Stromerzeugung, da die verfügbaren Speicherkapazitäten nicht ausreichen (BNetzA, 2021). Die größten Potenziale von Pumpspeicherkraftwerken sind bereits weitgehend ausgeschöpft, und großskalige Batterielösungen sind aufgrund ökologischer Bedenken, fehlender Recyclingmöglichkeiten und ihrer eingeschränkten Langzeitspeicherfähigkeit nicht unproblematisch.

Eine mögliche Alternative zur Speicherung stellt Wasserstoff (H_2) dar. Wasserstoff kann durch Elektrolyse erneuerbar erzeugt werden und bietet sowohl bei der Herstellung aufgrund weniger problematischer Rohstoffe als auch im Einsatz ökologische Vorteile gegenüber Batterien (International Energy Agency, 2022). Darüber hinaus eröffnet sich ein breiteres Anwendungsspektrum, da der Einsatz nicht nur in der Energiespeicherung, sondern auch in den Bereichen Industrie und Mobilität möglich ist. Erste Studien weisen darauf hin, dass Wasserstoffsysteme unter bestimmten Rahmenbedingungen auch aus ökologischer Sicht einen geringeren CO_2 -Fußabdruck aufweisen könnten (Ajeeb, Costa Neto, et al., 2024).

In Anbetracht der vorliegenden Sachlage muss eine systematische Erforschung der lokalen Energiespeicherung in Kombination mit erneuerbaren Energien (EE) erfolgen, um die optimalen ökologischen und systemischen Vorteile zu ermitteln. In der vorliegenden Arbeit wird daher ein Vergleich des ökologischen Fußabdrucks zwischen APV und FFPV sowie dem deutschen Strommix hinsichtlich der Energieproduktion für den Standort Thüringen vorgenommen. In diesem Kontext erfolgt die Erstellung einer spezifischen Ökobilanzierung unter Einsatz der Software SimaPro. Im Rahmen einer umfassenden Literaturrecherche werden Batteriespeicher, Wasserstoff und Ammoniak als potenzielle Speicheroptionen untersucht. Die Informationen werden in Verbindung mit den unterschiedlichen Stromquellen gebracht und auf ihren ökologischen Fußabdruck, hier aber beschränkt auf die CO_2 -Emissionen, evaluiert.

1.2 Zielsetzung

Ziel der vorliegenden Arbeit ist die Durchführung einer Lebenszyklusanalyse (Life Cycle Assessment, LCA) zur Bewertung der ökologischen Auswirkungen verschiedener Systemkonfigurationen der Solarenergieerzeugung. Darüber hinaus werden Anwendungen der Sektorkopplung hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf den CO₂-Fußabdruck untersucht. Weiter soll im Rahmen der Arbeit ermittelt werden, welche Energiespeichertechnologien in Kombination mit Agri-Photovoltaik (APV) langfristig die geringsten Umweltauswirkungen pro gespeicherter Kilowattstunde aufweisen. Dabei werden alternative Speicherlösungen wie Wasserstoff (H₂) und Ammoniak (NH₃) systematisch mit konventionellen Energiespeichern, insbesondere großskaligen Batteriespeichersystemen, bezüglich der Auswirkungen auf CO₂-Emissionen in ihrem Lebenszyklus verglichen. Ein weiteres Ziel besteht darin, die potenziellen Vorteile der Kombination von Apfelanbau und Agri-PV durch eine doppelte bzw. effizientere Landnutzung sowie positive Synergieeffekte durch die Überdachung für den Apfelanbau selbst zu untersuchen.

Für die Analyse werden Literaturdaten aus den letzten fünf bis zehn Jahren herangezogen, um die Aktualität des Forschungsstands zu gewährleisten. Des Weiteren erfolgt eine LCA für den Standort Thüringen am Beispiel einer geplanten, hochaufgeständerten Anlage in der Nähe des Ortes Bad Klosterlausnitz, die für den Apfelanbau optimiert wurde. Die vorliegende Arbeit unterscheidet sich demnach von aktuellen Studien wie Krexner et al. (2024), sowie Busch & Wydra (2024), welche sich auf Experimentelle bzw. Pilot- Anlagen beziehen. In der vorliegenden Arbeit wird im Gegensatz dazu eine für den Standort Thüringen und den Obstbau optimierte, seriengefertigte Agri-Photovoltaikanlage der Firma Zimmermann GmbH untersucht.

In den vorliegenden Arbeiten von Krexner et al. (2024) sowie Busch & Wydra (2024) wird eine Baseline geschaffen, die im weiteren Verlauf genutzt wird, um Ausgewählte Wirkungsfaktoren aus der geplanten Anlage mit den modellierten Ergebnissen der LCA von Krexner und Busch & Wydra zu vergleichen. Die Daten zu den CO₂-Auswirkungen verschiedener Speichertechnologien werden anhand einer umfassenden Literaturrecherche ermittelt. Die Erstellung einer eigenen LCA für diese Speichertechnologien würde den Rahmen dieser Arbeit überschreiten.

2. Theoretische Grundlagen

Im Folgenden werden die technischen sowie theoretischen Grundlagen der in dieser Arbeit untersuchten technischen Konzepte und Komponenten dargelegt.

2.1 Technische Grundlagen

2.1.1 Solarzellen Photo Effect und Freiflächen PV.

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wird vor einem vertieften Einstieg in die Thematik der Agri PV eine kurze Erläuterung der zugrunde liegenden Technologie der Photovoltaik vorgenommen.

Die Grundlage für die Stromerzeugung in PV-Zellen ist der sogenannte Photoeffekt, bei dem ein Teil der von der Sonne ausgesandten Photonen in elektrische Energie umgewandelt wird. Im Folgenden erfolgt eine vereinfachte Erklärung.

Ein Teil des Sonnenlichts wird in Photovoltaikmodulen mithilfe halbleitender Materialien wie Silizium in elektrische Energie umgewandelt. Durch gezielte Dotierung mit Fremdatomen unterschiedlicher Valenzelektronenzahl entstehen n-dotierte (Elektronenüberschuss, z. B. Phosphor) und p-dotierte (Elektronenmangel, z. B. Aluminium) Schichten. An der Grenzfläche dieser Schichten bildet sich eine Raumladungszone, in der ein elektrisches Feld entsteht (Abb. 2).

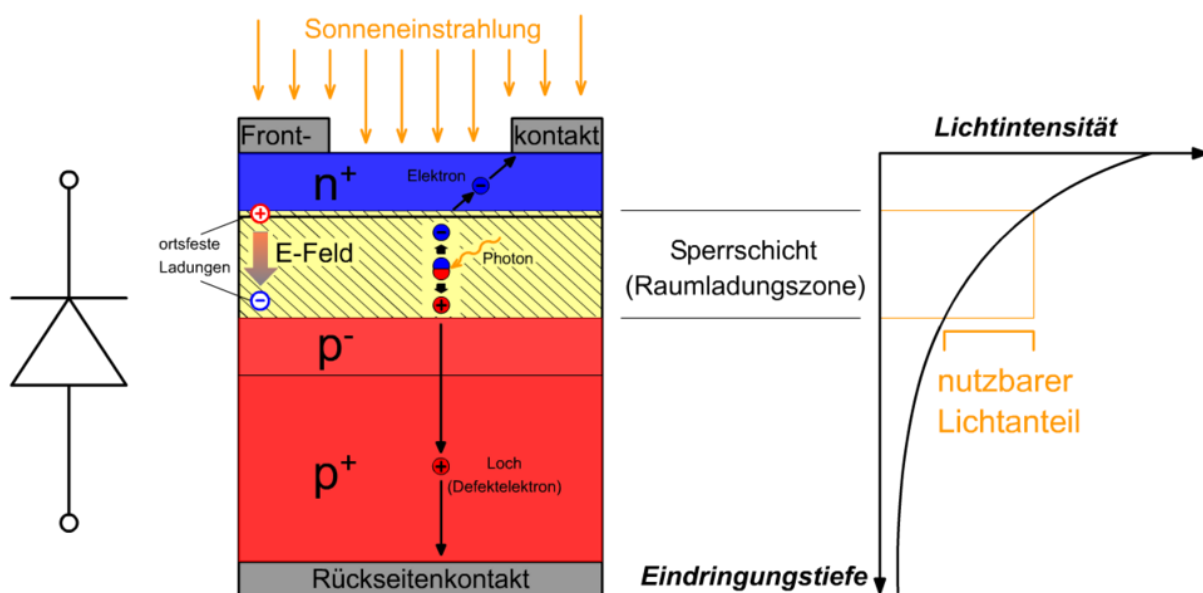


Abbildung 2 Funktionsweise Photoeffekt (Wikimedia, 2020)

Trifft Sonnenstrahlung auf den Halbleiter, werden Elektronen durch den photoelektrischen Effekt aus dem Valenz- in das Leitungsband angehoben (frei beweglich), wodurch Elektron-Loch-Paare entstehen. Diese bewegen sich infolge des elektrischen Feldes in entgegengesetzte Richtungen und erzeugen bei geschlossenem Stromkreis einen nutzbaren elektrischen Strom. Die Spannung einer Silizium-Solarzelle liegt typischerweise zwischen 0,5 und 0,7 V pro Zelle und sinkt mit

steigender Temperatur. Um kurzwellige Strahlung effizient zu nutzen, wird die obere Halbleiterschicht möglichst dünn ausgeführt.

2.1.2 Wirkungsgrad

Der sogenannte Wirkungsgrad (η) eines PV-Moduls bzw. einer PV-Zelle stellt einen signifikanten Parameter bei der Analyse der Energieproduktion durch Sonnenlicht dar. Dieser gibt den prozentualen Anteil der auftreffenden photonenbezogenen Energie an, welcher in elektrische Energie bzw. Leistung konvertiert werden kann. Die folgenden Parameter und Gleichungen beschreiben den Wirkungsgrad:

$$\eta = P_{\text{el}} / \Phi$$

η = Wirkungsgrad

P_{el} = Abgegebene elektrische Energie/Leistung

Φ = Auftreffenden photonischen Energie

Der Wirkungsgrad von Photovoltaikmodulen wird durch verschiedene äußere Faktoren wie Temperatur oder Verschmutzung beeinflusst; den größten Einfluss hat jedoch die verwendete Zelltechnologie. Wie in Abbildung 3 zu sehen ist wird die erste Generation der heutiger PV-Technologien durch kristalline Silizium-Solarzellen (c-Si) gebildet, die weiterhin den Photovoltaikmarkt dominieren. Zu ihnen zählen drei Haupttypen: monokristallines Silizium (mono-c-Si), multikristallines Silizium (multi-c-Si) sowie Band-ribbon-Siliziumzellen.

Siliziumbasierte PV-Technologien besitzen derzeit einen Marktanteil von rund 95% (Fraunhofer ISE, 2025c). Innerhalb dieser Gruppe entfallen etwa 80% auf mono-c-Si, rund 15% auf multi-c-Si und etwa 5% auf Band-ribbon-Si (ebd.). Die verbleibenden rund 5% des Gesamtmarktes werden von nicht-siliziumbasierten Technologien abgedeckt, wobei Dünnschichtmodule den größten Anteil ausmachen.

Dünnschichtmodule auf Basis von Cadmium-Tellurid (CdTe) werden der zweiten Generation der PV-Technologien zugerechnet. Wie in Abbildung 3 dargestellt, existieren darüber hinaus verschiedene Entwicklungsansätze der dritten Generation von Si-Nanotubes bis Polymerverbindungen. Diese Technologien sind allerdings bisher kaum am Markt etabliert. Dünnschichtmodule werden aufgrund ihres im Vergleich geringeren Wirkungsgrades, ihrer höheren Produktionskosten und kürzeren Lebensdauer sowie der teilweise eingesetzten, seltenen oder toxischen Materialien bislang vorrangig in speziellen Nischenanwendungen eingesetzt (Ayadi et al., 2022).

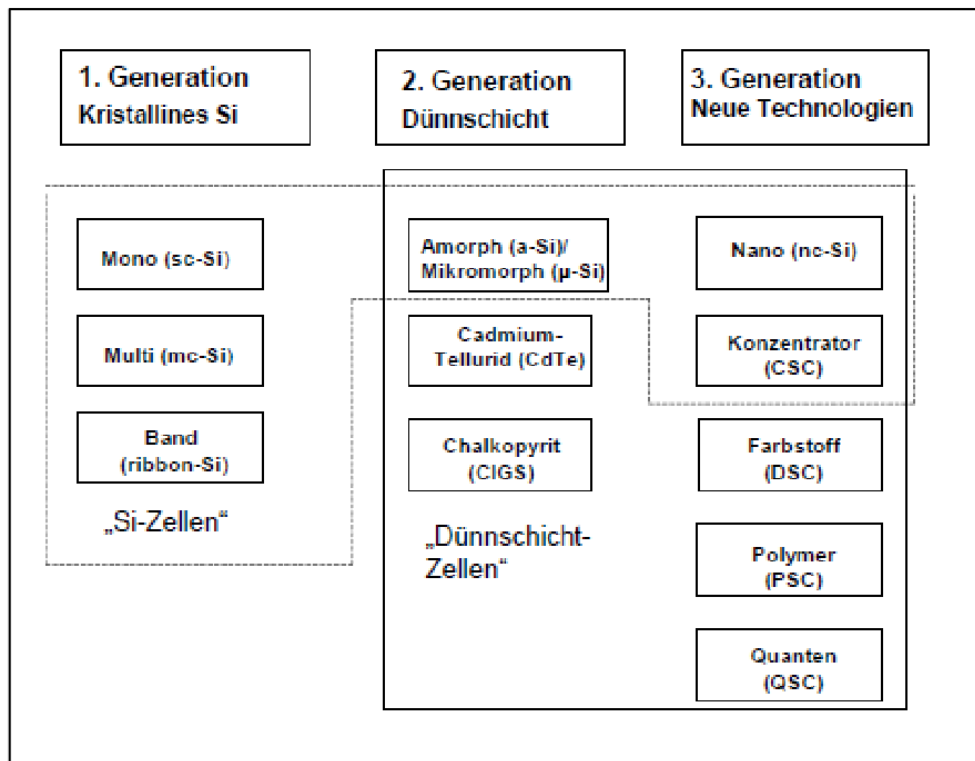


Abbildung 3 Generationen PV-Zellentechnologie (Behrendt et al. 2010, S.18)

Monokristalline (mono-c-Si) und multikristalline (multi-c-Si) Siliziumzellen stellen den größten Anteil aller siliziumbasierten Photovoltaiktechnologien dar. Insbesondere monokristalline Module haben in den vergangenen zwei Jahrzehnten stark an Bedeutung gewonnen, da ihre Produktionskosten erheblich gesunken sind (Woodhouse et al., 2019; Fraunhofer ISE, 2025c). Im Jahr 2025 liegen die Kosten für monokristalline PV-Module bei nur noch rund 9% des Preisniveaus von 1990.

Moderne monokristalline Solarzellen erreichen im Labor Wirkungsgrade von bis zu 27,4%; unter realen Einsatzbedingungen liegen sie typischerweise im Bereich von 22–24% (Fraunhofer ISE, 2025b). Die höchsten je erzielten Wirkungsgrade werden jedoch mit Tandem- bzw. Mehrfachsolarzellen erzielt, bei denen mehrere Halbleiterschichten übereinander angeordnet sind. Der aktuelle Rekord liegt bei 47,6% für eine III-V-Multi-Junction-Concentrator-Solarzelle. Die Wirkungsgrade verschiedener Zellmaterialien sind in Tabelle 1 dargestellt.

Tabelle 1 Wirkungsgrade verschiedener Solarzellenmaterialien (Quaschnig 2018, S. 134)

Zellmaterial	Maximaler Zellwirkungsgrad (Labor)	Maximaler Zellwirkungsgrad (Serie)	Typischer Modulwirkungsgrad	Flächenbedarf pro kWp in m ²
Monokristallines Silizium	25,80%	24%	19%	5,3
Multikristallines Silizium	22,30%	20%	17%	5,9
Amorphes Silizium	14,00%	8%	6%	16,7
CIS / CIGS	22,60%	16%	15%	6,7
CdTe	22,10%	17%	16%	6,3

Im Rahmen dieser Arbeit werden moderne, monokristalline, semitransparente- bifaziale PV-Module der Firma Shinson Technology Co. Ltd untersucht, die einen Wirkungsgrad von 20% aufweisen. Diese Module zeichnen sich durch eine Lichtdurchlässigkeit von 55%-70% und vergleichsweise geringe, umweltrelevante Belastungen aus; sowohl der Schadstoffeintrag als auch der CO₂-Äquivalent-Ausstoß fallen niedrig aus (Lewicki, 2013; Hou, 2016).

2.1.3 Freiflächen PV

Nach Angaben des Öko-Instituts waren Anfang 2024 in Deutschland insgesamt 81,9 GW Photovoltaikleistung installiert. Davon entfielen 23,75 GW bzw. rund 29% auf Freiflächen-Photovoltaikanlagen (FFPV). Die übrigen 58,15 GW stammen überwiegend aus Dachanlagen sowie aus noch weniger verbreiteten PV-Technologien wie Agri-PV oder Floating-PV, also auf Gewässern installierten Anlagen.

Freiflächenanlagen zählen nach dem EEG zum sogenannten ersten Segment. Dazu gehören PV-Anlagen, die nicht auf oder an baulichen Anlagen errichtet werden (vgl. § 3 Nr. 41a EEG). Das zweite Segment umfasst somit PV-Anlagen, die auf Gebäuden oder Lärmschutzwänden installiert sind (vgl. § 38c EEG).

FFPV-Anlagen (Abb. 4) bestehen in der Regel aus einfach aufgeständerten Modulen, die je nach Bauart mono- oder bifazial ausgeführt sein können. Solche Anlagen können auf vielfältigen Standorten errichtet werden, etwa auf Gewerbe- und Industrieflächen, Konversionsflächen, sogenannten benachteiligten Gebieten oder landwirtschaftlichen Nutzflächen.



Abbildung 4 FFPV-Anlage in Norddeutschland (agrarheute, 2024)

Grundsätzlich genießen Freiflächenanlagen nach § 35 Baugesetzbuch (BauGB) keine Privilegierung im Außenbereich. Eine wichtige Ausnahme bildet jedoch die Errichtung entlang von Autobahnen und Bahntrassen: In einem Abstand von 200 bis 500 m sind PV-Anlagen dort nach § 37 Abs. 1 Nr. 2c EEG 2023 privilegiert; im BauGB ist dies in § 35 Abs. 1 Nr. 8 verankert. Dieselbe Regelung gilt auch für Agri-PV-Anlagen.

Entlang solcher Verkehrswege befinden sich in Deutschland häufig landwirtschaftlich genutzte Flächen. Der Bau klassischer FFPV-Anlagen würde hier meist zum Verlust der landwirtschaftlichen Nutzung führen, da die Anlagen mit geringen Reihenabständen und niedriger Bauweise die Bewirtschaftung nahezu verunmöglichen. In ungünstigen Fällen kann die landwirtschaftliche Nutzbarkeit eines Standorts durch Überbauung sogar dauerhaft beeinträchtigt oder zerstört werden.

Dies führt zu deutlicher Skepsis seitens der Landwirtschaft und der Öffentlichkeit gegenüber klassischen FFPV-Anlagen (LWK-Rheinland-Pfalz, 2023), insbesondere aufgrund der Sorge vor weiterem Verlust wertvoller Agrarflächen. Eine im Frühjahr 2025 veröffentlichte Studie der Firma Sonnen-Projekte zeigt hingegen, dass unter Landwirtinnen und Landwirten eine breite Zustimmung zur Agri-PV besteht (SonnenProjekte GmbH, 2025).

Genau hier setzt Agri-PV an: Sie soll landwirtschaftlichen Flächenverlust vermeiden, gleichzeitig eine Energieerzeugung auf bestehenden Agrarflächen ermöglichen sowie die Landnutzungseffizienz steigern. Dies ist vor dem Hintergrund der weiterhin unzureichend fortschreitenden Energiewendeziele bis 2030 besonders wichtig. So könnten, laut einer Studie des Fraunhofer ISE nur allein auf den besonders geeigneten Flächen bis zu 500 GWp Solarstrom durch Agri-PV generiert werden (Fraunhofer ISE, 2025d).

2.1.4 Agri-PV-Geschichte und Definition

Agri-Photovoltaik (Agri-PV oder APV) ist ein Verfahren, bei dem Flächen sowohl für die landwirtschaftliche Pflanzenproduktion als auch für die Stromerzeugung durch Photovoltaik genutzt werden (DIN, 2021). Es bietet eine Vielzahl von Möglichkeiten, je nachdem, wie intensiv die landwirtschaftliche Nutzung ist und wie viel zusätzlicher Aufwand für den Bau der PV-Anlagen betrieben wird. Die Bandbreite der möglichen Anwendungen reicht von hoch spezialisierten PV-Montagesystemen für den Anbau von Sonderkulturen und intensiven Ackerkulturen bis hin zu flexiblen Lösungen für extensive Beweidung, die nur geringe Anpassungen der konventionellen Photovoltaikanlage erfordern (Fraunhofer ISE, 2025b). Agri-PV trägt dazu bei, die Flächeneffizienz zu steigern und ermöglicht gleichzeitig den Ausbau der PV-Leistung in Deutschland, während fruchtbare Ackerflächen für die Landwirtschaft erhalten bleiben oder artenreiche Biotope geschaffen werden können.

In Kapitel 2.2 & 2.3 wird dieser Sachverhalt unter Bezugnahme auf die DIN SPEC 91434 detailliert erläutert und verschiedene mögliche Systemtypen werden untersucht. Die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführte LCA konzentriert sich primär auf die Betrachtung sogenannter hochaufgeständerter APV-Anlagen der Kategorie I gemäß DIN SPEC 91434, welche eine Modulunterkantenhöhe von über 2,1 Metern aufweisen (siehe Kapitel 2.2.1). Das Hauptziel von APV-Anlage besteht darin, eine größtmögliche Synergie zwischen landwirtschaftlicher Nutzung und Energieproduktion zu erreichen.

Die Grundidee der Agri-PV wurde erstmals 1981 von den Fraunhofer-ISE-Gründern Goetzberger und Zastrow beschrieben. Sie wollten zeigen, dass der Ausbau der Solarenergie nicht zwangsläufig zu einer großflächigen Inanspruchnahme oder Zerstörung landwirtschaftlicher Flächen führt. Ihr Konzept sah PV-Module in etwa zwei Metern Höhe sowie Reihenabstände von drei bis vier Metern vor, sodass der Anbau unter den Modulen weiterhin möglich blieb. In dieser

Versuchsanordnung erreichten noch rund zwei Drittel des am Standort verfügbaren Lichtes den Boden (ebd.).

Die ersten größeren Prototypen entstanden 2004 durch ein Forschungsteam um Akira Nagashima in Japan (Trommsdorff et al., 2025). Bis die Idee erneut in Deutschland aufgegriffen wurde, vergingen weitere sieben Jahre: 2011 begann das Fraunhofer ISE gemeinsam mit der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf mit ersten Untersuchungen. Dazu wurde zunächst eine „Dummy-Freiflächenanlage“ eingesetzt, bei der mithilfe von Dachpappe die Verschattung durch PV-Module simuliert wurde (ebd.).

Im Jahr 2013 folgte schließlich die erste echte Pilotanlage in Deutschland, deren Bauplan in Abbildung 5 dargestellt ist. Mit einer installierten Leistung von lediglich 22 kWp markierte sie dennoch den praktischen Beginn der Agri-PV-Entwicklung in Deutschland.

Technische Daten:

- Grundfläche: 21 x 23 m = 483 m²
- Modulreihe: 3 Stück à 3,2 x 21 m à 30 Module à 1,6 m²
- Nachführung: Ost-West, kalendergesteuert
- Solarmodule: CSG 245 W; 200 W/m² (Mittelwert; 245 W x 90 = 22 kW_p; 45 W/m²)
- Produktion/a: rund 35 000 kWh
- Installierte Leistung: 22 kW_p
- Nutzung: Eigenverbrauch, keine Einspeisevergütung

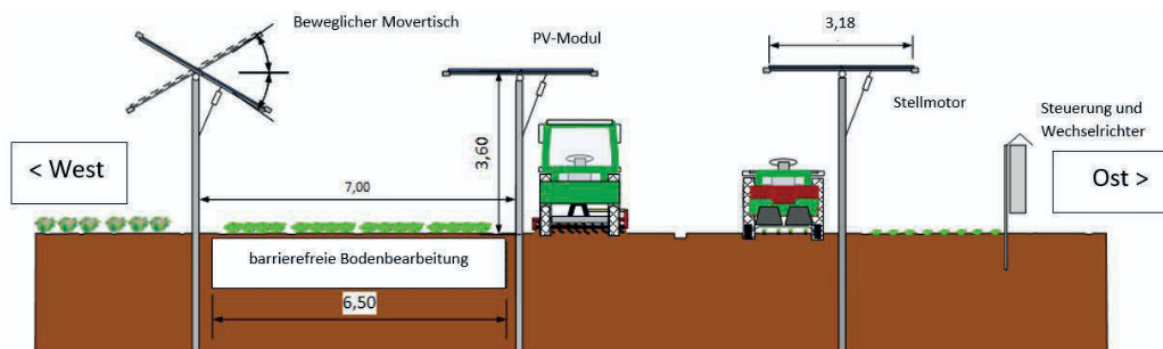


Abbildung 5 Querschnitt der ersten Pilot APV-Anlage in Deutschland (Fraunhofer ISE 2022)

Im Jahr 2016 wurde in Heggelbach die erste größere, hochaufgeständerte und „überdachte“ Agri-PV-Anlage in Deutschland errichtet. Der Bau erfolgte im Rahmen des Projekts APV-RESOLA auf den Flächen der Hofgemeinschaft Heggelbach. Die bifazialen PV-Module dieser Anlage wurden in rund 5 m Höhe installiert; mit Reihenabständen von 11,75 m sowie einer Durchfahrtsbreite von etwa 18,4 m. Auf einer Fläche von rund 3.400 m² wurde eine installierte Leistung von 194,4 kWp realisiert. Damit konnten erstmals systematische Untersuchungen zu Landnutzungseffizienz und Kulturpflanzenanbau unter einer hochaufgeständerten Agri-PV-Anlage durchgeführt werden. Es gelang unter anderem, eine Landnutzungsrate (LER) von über 160% nachzuweisen (Abbildung 6).



Abbildung 6 Landnutzungseffizienz der Heggelbach-Anlage (Fraunhofer ISE 2022)

Die in Abbildung 7 dargestellte Anlage lieferte erste, belastbare Erkenntnisse für die deutsche Landwirtschaft hinsichtlich möglicher Ertragsveränderungen. Unter den Modulen wurde beispielsweise der Kartoffelanbau getestet sowie 2018–2019 der Weizenanbau durch Pataczek und Kollegen untersucht (Weselek et al., 2019; Pataczek et al., 2023). Die Ergebnisse zeigten je nach Kulturart leicht reduzierte Erträge im Vergleich zur unmittelbar angrenzenden Referenzfläche. Bei einem Verschattungsgrad von etwa 38% sanken die Kartoffelerträge um rund 20% (Weselek et al., 2019). Im Dürrejahr 2018 zeigte sich jedoch ein gegenteiliger Effekt: Der unter den Modulen angebaute Weizen sowie Kartoffeln erzielte eine Ertragssteigerung von rund 11% gegenüber der Referenzfläche. Pataczek et al. 2023 führen dies auf die unter der Anlage in Dürrejahren herrschenden mikroklimatischen Bedingungen sowie den reduzierten Transpirationsstress zurück.



Abbildung 7 APV Anlage in Heggelbach Baden-Württemberg (Fraunhofer ISE 2025)

Seit diesen frühen Pilotversuchen ist die Anzahl der Agri-PV-Anlagen in Deutschland stetig gewachsen. Da diese Systeme die landwirtschaftliche Nutzung weitgehend erhalten und zusätzliche Einkommensquellen für Betriebe eröffnen, nimmt ihre Attraktivität wie schon beschrieben im Vergleich zu FFPV-Anlagen zu. Im September 2025 (10.09.2025) ging die bislang größte Agri-PV-Anlage Deutschlands in Betrieb (Vattenfall, 2025). Mit einer Leistung von 76 MWp ist sie etwa 40-mal größer als die vor zehn Jahren errichtete Anlage in Heggelbach. Neben dem Ackerbau ist für Teilbereiche der Anlage auch eine kombinierte Tierhaltung vorgesehen. Diese

großskalige Umsetzung zeigt, dass Agri-PV zunehmend in den „Mainstream“ übergeht und eine praktikable Lösung für zahlreiche landwirtschaftliche Betriebszweige darstellt.

Für eine geordnete Weiterentwicklung der Technologie ist es jedoch entscheidend, klare Regularien und Normen zu etablieren. Diese verhindern, dass herkömmliche FFPV fälschlicherweise als Agri-PV bezeichnet werden, und erhöhen die Transparenz hinsichtlich der tatsächlichen Doppelnutzung. Die entsprechenden Standards werden durch das DIN geregelt. Für Agri-PV existieren derzeit zwei maßgebliche Vor- Normen: die DIN SPEC 91434 für Agri-PV im Ackerbau sowie die DIN 91492 für Agri-PV in der Nutztierhaltung.

2.2 DIN SPEC und rechtlicher Rahmen

2.2.1 DIN SPEC

Die DIN SPEC 91434 ist eine technische Spezifikation, die vom Deutschen Institut für Normung (DIN) entwickelt wurde. Sie legt Kriterien und Anforderungen für die landwirtschaftliche Nutzung im Bereich der Agri-PV fest. Sie schafft Klarheit über die Anforderungen an Agri-PV-Anlagen und sorgt für mehr Sicherheit für alle Beteiligten, wie Landwirte, Betreiber und Genehmigungsbehörden. Die Norm definiert Messkennzahlen für ein Prüfverfahren zur Qualitätssicherung von Agri-PV-Anlagen. Dadurch wird sichergestellt, dass die Anlagen die gewünschten Leistungsmerkmale erfüllen und die landwirtschaftliche Nutzung nicht oder kaum beeinträchtigen. Durch die einheitlichen Kriterien und Anforderungen erleichtert die DIN SPEC 91434 die Planung, den Bau und den Betrieb von Agri-PV-Anlagen. Dies trägt zur beschleunigten Marktentwicklung dieser Technologie bei. Es werden Anforderungen an die Planung, den Betrieb, die Dokumentation und die Betriebsüberwachung gestellt.

Eine Definition von Agri-Photovoltaik findet sich in der DIN-SPEC 91434:2021-05: „Agri-Photovoltaik / Agri-PV / APV: die kombinierte Nutzung einer Landfläche für die landwirtschaftliche Produktion als Hauptnutzung und die Stromerzeugung durch eine Photovoltaikanlage als Sekundärnutzung“ (DIN, 2021).

Unter landwirtschaftlicher Fläche versteht man hier Ackerland, Dauergrünland oder Flächen, die mit Dauerkulturen bewirtschaftet werden (ebd.).

Die DIN-SPEC dient der Vorbereitung eines Prüfverfahrens und fungiert als Standardwerk für die Dokumentation und Berichterstattung an Genehmigungsbehörden, Gesetz- und Fördermittelgeber sowie zur Überprüfung und Zertifizierung von APV-Anlagen. Ziel der DIN SPEC ist es, technische Risiken zu minimieren, eine nachhaltige Nutzung zu gewährleisten, die Qualität zu fördern und insbesondere das Risiko von missbräuchlichen Benennungen von APV-Systemen zu reduzieren, um Akzeptanzverluste in der Gesellschaft zu vermeiden.

In der GAP (Gemeinsame Agrarpolitik) Direktzahlungen-Verordnung (GAPDZV) wird die Agri-Photovoltaik (APV) als eine auf landwirtschaftlichen Flächen installierte Anlage zur Nutzung von Solarenergie definiert. Diese Anlage darf den Einsatz üblicher landwirtschaftlicher Methoden, Maschinen und Geräte nicht behindern und die landwirtschaftlich nutzbare Fläche gemäß der DINSPEC 91434:2021-5 um maximal 15 Prozent reduzieren (siehe §12 (5) GAPDZV).

Die verschiedenen Definitionen machen deutlich, dass APV vor allem die Landwirtschaft unterstützen und schützen soll, wobei die landwirtschaftliche Produktion im Mittelpunkt stehen muss. Ist dies nicht der Fall, handelt es sich um eine Photovoltaik-Freiflächenanlage (FFPV), für die andere Vorschriften und Standards gelten (Deutsches Institut für Normung e.V. 2021).

Abgrenzung zu DIN SPEC 91492 APV und Tierhaltung

Im Rahmen dieses Konzepts wird primär die Anwendung von Agri-Photovoltaik (APV Agri-PV) im Sinne der DIN SPEC 91434:2021-05 betrachtet, wobei die Berücksichtigung der Tier- und Viehhaltung nicht Teil der Arbeit ist. Viele der hier aufgeführten Kriterien könnten jedoch auch auf APV-Systeme im Kontext der DIN SPEC 91492, die sich auf die Nutztierhaltung beziehen, angewendet werden.

2.2.1 Anforderungen an APV-Anlagen nach DIN SPEC

Die DIN SPEC für Agri-Photovoltaik definiert zwei Hauptkategorien von Anlagen.

Kategorie 1 umfasst hochaufgeständerte Agri-PV-Anlagen mit einer Modulunterkante von über 2,1 Metern (Abbildung 8). Diese Bauweise ermöglicht eine uneingeschränkte Bewirtschaftung der Flächen unter den Modulen mit landwirtschaftlichen Maschinen und bietet gleichzeitig einen optimalen Schutz der darunterliegenden Kulturen vor Starkwetterereignissen.

Kategorie 2 beschreibt niedrig aufgeständerte Agri-PV-Anlagen mit Modulunterkanten unter 2,1 Metern. Diese geringere Bauhöhe ermöglicht eine flexiblere Flächennutzung. Aufgrund der fehlenden Überdachung landwirtschaftlicher Kulturen sind größere Durchfahrtsbreiten oft leichter realisierbar. Im Vergleich zu Kategorie 1 weist dieser Typ jedoch keinen umfassenden Schutz für die Kulturen auf.

Im Rahmen dieser Arbeit wird ein Agri-PV-System der Kategorie I untersucht. Die betrachtete Anlage erfüllt mit einer Modulunterkantenhöhe von 3,1 m die technischen Anforderungen der DIN SPEC 91434 für hochaufgeständerte Agri-PV-Unterkonstruktionen. Die Durchfahrtsbreite beträgt 2,8 m und ermöglicht damit den Einsatz gängiger landwirtschaftlicher Maschinen.

Der Standort der Anlage im Nordosten Thüringens ist auf den Obstanbau bzw. Apfelanbau ausgerichtet. Dies steht im Gegensatz zur überwiegend großflächigen, ackerbaulich geprägten Landwirtschaft des Landes (Kuhaupt & TLLR, 2023), ergänzt jedoch die bestehenden Obstbauregionen Nord-Ost-Thüringens sinnvoll (Verband Gartenbau in Thüringen, 2019).

Da die zukünftigen Obstkulturen direkt zwischen den Stützpfeilern der Konstruktion angebaut werden, entsteht kein nennenswerter Verlust landwirtschaftlich nutzbarer Fläche.

Im Folgenden werden die Anforderungen der DIN SPEC 91434 aufgeführt und zusammengefasst:

1. Aufständering:

Sowohl die Modulverteilung als auch der Pfostenabstand müssen an die Anforderungen der jeweiligen landwirtschaftlichen Praxis angepasst werden. Kategorie I erfordert dabei eine Mindestlichthöhe von 2,1 m, um eine sichere Bearbeitung der Fläche zu gewährleisten, während Kategorie II keine Aufständering mit lichter Höhe vorsieht. Die Art der Aufständering muss die optimale Bearbeitbarkeit der Fläche gewährleisten.

2. Flächenverlust:

Der Verlust an landwirtschaftlich nutzbarer Fläche durch Aufbauten darf bei Kategorie I höchstens 10% der Gesamtprojektfäche, bei Kategorie II 15% betragen.

3. Bearbeitbarkeit:

Die Fläche muss so gestaltet sein, dass sie vollständig landwirtschaftlich bewirtschaftet werden kann.

4. Lichtverfügbarkeit und Homogenität:

Eine hohe Lichthomogenität und ausreichende Lichtverfügbarkeit sind notwendig, um gleichmäßiges Pflanzenwachstum, einheitliche Erntezeitpunkte und gute landwirtschaftliche Praxis zu gewährleisten. Lichtintensität, Beschattung und Randeffekte müssen überprüft und an die Bedürfnisse der landwirtschaftlichen Erzeugnisse angepasst werden. Wenn diese Anforderungen nicht erfüllt sind, muss das landwirtschaftliche Nutzungskonzept sicherstellen, dass die Nutzung dennoch gewährleistet ist.

5. Wasserverfügbarkeit:

Die Wasserverfügbarkeit in der Agri-PV-Anlage muss an die Wachstumsbedingungen der Kultur angepasst werden, wobei eine gleichmäßige Verteilung des Niederschlagswassers zu gewährleisten ist. Zusätzlich können zur Verbesserung der Wasserverteilung technische Bewässerungseinrichtungen installiert werden.

6. Bodenerosion:

Die Konstruktion der Agri-PV-Anlage muss so gestaltet sein, dass Erosion und Verschlammung durch Wasserabfluss von den Modulen minimiert werden. Hierzu können kulturangepasste Auffangeinrichtungen für Regenwasser und Verteiler sowie Spalten zum Wasserabfluss zwischen den Modulen verwendet werden. Auch eine permanente Vegetationsdecke verhindert Erosion.

7. Rückstandlose Auf- und Rückbaubarkeit:

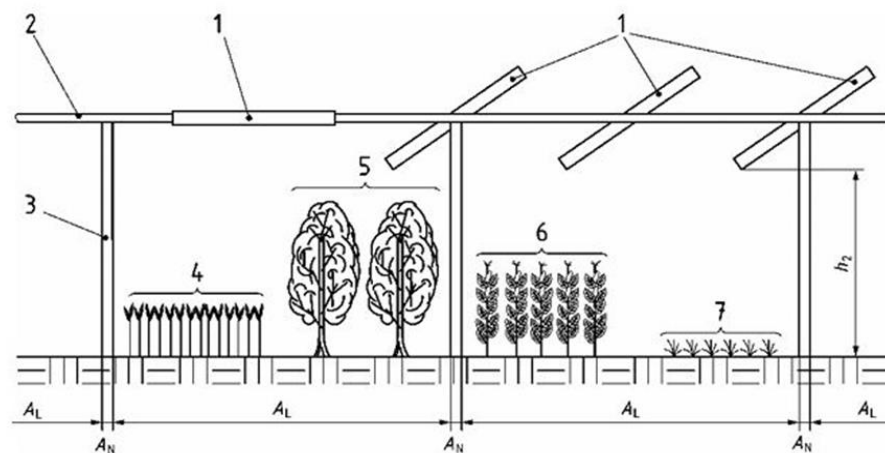
Die Rückbaubarkeit des Agri-PV-Systems muss gewährleistet sein, damit die landwirtschaftliche Nutzung nach dem Abbau im ursprünglichen Zustand bleibt. Vorkehrungsmaßnahmen gegen Bodenverdichtung beim Aufbau sollten ergriffen werden. Bei Verschlechterung der Bodenstruktur während des Auf- oder Abbaus müssen Maßnahmen zur Wiederherstellung ergriffen werden.

8. Kalkulation der Wirtschaftlichkeit:

Im Konzept zur landwirtschaftlichen Nutzung muss ein wirtschaftlich tragfähiger Plan aus der Sicht des Landwirts vorgelegt werden.

9. Landnutzungseffizienz:

Der Ertrag der Kulturpflanzen auf der Gesamtprojektfäche muss nach dem Bau der Agri-PV-Anlage mindestens 66% des Referenzertrags (gemittelter Ertrag über 3 Jahre) betragen. Die Ertragsminderung ergibt sich aus dem Verlust an nutzbarer Fläche durch die Anlagenstrukturen sowie durch Faktoren wie Beschattung und ggf. reduzierte Wasserverfügbarkeit.



Legende

- A_L landwirtschaftlich nutzbare Fläche
- A_N landwirtschaftlich nicht nutzbare Fläche
- h_2 lichte Höhe über 2,10 m
- 1 Beispiele zu Solarmodulen
- 2 Verstrebung
- 3 Aufständerung
- 4 bis 7 Beispiele landwirtschaftlicher Kulturen

Abbildung 8 Darstellung APV-Anlage der Kategorie I nach DIN SPEC 91434 vgl. DIN 2021

2.2.3 APV-Förderung im Rahmen des EEGs vor dem Solarpaket 1

Das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) ist das zentrale deutsche Gesetz zur Förderung erneuerbarer Energien. Es legt fest, wie der Ausbau von erneuerbaren Energien wie Solarenergie oder Windkraft gefördert wird. Durch die Einspeisevergütung erhalten Betreiber von Photovoltaikanlagen für den eingespeisten Strom eine festgelegte Vergütung. Die Höhe der Vergütung hängt von verschiedenen Faktoren ab, wie der installierten Leistung, dem Inbetriebnahmezeitpunkt und der Art der Anlage. Für größere Anlagen ab 1 MWp Leistung gibt es Ausschreibungen, bei denen die Projekte mit den besten Tarifgeboten in einem fixen Ausschreibungsvolumen einen Zuschlag erhalten. Aktuell erhalten APV Anlagen als besondere Solaranlagen neben der regulären Vergütung einen Technologiebonus (vgl. § 8 Abs. 4 EEG). Für die aktuelle Vergütung von Agri-PV Anlagen ist das EEG 2023 in der Fassung vom 22.12.2023 heranzuziehen, da eine Genehmigung der EU zum Solarpaket 1 noch aussteht. Wesentliche Änderungen zur AgriPV sind daher aktuell noch nicht rechtswirksam. Zum jetzigen Zeitpunkt, Stand 12.12.2025 gehören Agri-PV Anlagen über 1 MWp Leistung, wie konventionelle Freiflächenphotovoltaikanlagen zum ersten Segment und stehen in direkter Konkurrenz mit konventionellen Solarparks im Bieterverfahren. Zusätzlich erhalten besondere Solaranlagen einen Technologiebonus von 0,7 ct/kWp (§ 8 Abs. 4 EEG).

APV Anlagen kleiner als 1 MWp müssen nicht am Bieterverfahren teilnehmen. Neben dem Technologiebonus erhalten sie einen festen Stromtarif, der aktuell bei ca. 6,8 ct/kWp liegt. Dieser Tarif ist einer fixen Degradation unterworfen und nimmt daher im Laufe der kommenden Jahre weiter ab. Zusätzlich erhalten diese auch den Technologiebonus von 0,7 ct/kWp (nach § 8 Abs. 4 EEG) und kommen somit auf 7,5 ct/kWp.

2.2.4 APV-Förderung im Rahmen des EEGs nach Solarpaket 1

Das im Frühjahr 2024 verabschiedete, aber noch nicht von der EU ratifizierte Solarpaket 1 ist ein Maßnahmenpaket der Bundesregierung, dass den Ausbau der Solarenergie in Deutschland weiter beschleunigen soll.

Werden die Änderungen im Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) von der EU genehmigt, lassen sich ihre Auswirkungen auf APV wie folgt zusammenfassen:

- **Ausschreibungen für größere Anlagen:** Betreiber von APV-Anlagen mit einer Leistung über 1 MWp müssen an den Ausschreibungen der Bundesnetzagentur teilnehmen. Der Höchstwert für diese Ausschreibungen wird (auch rückwirkend) ab dem Jahr 2024 auf 9,5 Cent pro kWh erhöht. APV-Systeme sollen so auch Teil eines eigenen Untersegments werden, das auch Floating-PV, Carport-PV und Moor-PV umfasst (besondere Solaranlagen nach § 37 Abs. 1 Nr. 3 EEG 2023). Dies soll das Konkurrieren mit herkömmlichen Freiflächen-PV-Anlagen beenden, indem diese nach §37 des EEG in einem zweistufigen Zuschlagverfahren als erstes bezuschlagt werden.
- **Höhere Vergütung für APV-Anlagen nach DIN SPEC 91434:** Höhere Vergütungssätze / Förderungen sollen speziell für vertikal ausgerichtete APV-Systeme mit einer lichten Höhe von > 0,8 m gelten. Gleiches auch für Trackinganlagen mit Modulunterkanten über 0,8 m. (Kategorie II) Andere APV-Anlagen müssen eine lichte Höhe von mindestens 2,10 m aufweisen, um die erhöhte Vergütung zu erhalten. (Kategorie I)
- **Erhöhung der EEG geförderten Anlagengröße:** Die maximal zulässige Größe für Freiflächenanlagen, die an den Ausschreibungen der Bundesnetzagentur teilnehmen dürfen, wird von 20 MW auf 50 MW erhöht.
- **Neue Regelungen für Leitungen und Wegerechte:** Im Gegensatz zum Referentenentwurf von 2023 soll die Duldungspflicht für die Verlegung von Leitungen und das Wegerecht für erneuerbare Energieanlagen nun ausschließlich für öffentliche Grundstücke gelten.
- **Steigende Gebotsmengen:** Die Gebotsmenge für das Untersegment der APV-Anlagen soll von 300 MWp im Jahr 2023 auf 2075 MWp im Jahr 2029 schrittweise erhöht werden. Womit sich gleichzeitig der Anteil an Geboten für konventionelle Photovoltaikanlagen verringern soll.
- **Ausweitung der Flächenkulisse:** Alle landwirtschaftlich benachteiligten Gebiete in Deutschland sollen für die Errichtung von Solarparks zugelassen werden. Diese Regelung beinhaltet eine "Opt-Out-Option", die es den Bundesländern ermöglicht, den Ausbau zu begrenzen, wenn ein bestimmter Anteil landwirtschaftlich genutzter Flächen überschritten wird (1% bis 2030 und 1,5% danach).

Zusammenfassend könnten die Änderungen im EEG durch das Solarpaket I so neue Anreize und die finanzielle Attraktivität von APV-Anlagen erhöhen.

2.3 APV-Systeme

Wie bereits beschrieben, unterscheidet die DIN SPEC 91434 für die gleichzeitige landwirtschaftliche und photovoltaische Nutzung von Agrarflächen zwei Kategorien, denen jeweils unterschiedliche Systemtypen zugeordnet sind. In Tabelle 2 werden für beide Kategorien beispielhafte Nutzungsformen aufgeführt.

Tabelle 2 Überblick über Kategorien und Nutzungsformen der DIN SPEC 91434

Agri-PV-Systeme	Nutzung	Beispiele
Kategorie I: Hohe Aufständering > 2,1 Bewirtschaftung unter der Agri-PV-Anlage	1A: Dauerkulturen und mehrjährige Kulturen	Obstbau. Beerenobstbau, Weinbau, Hopfen
	1B: Einjährige und überjährige Kulturen	Ackerkulturen, Gemüsekulturen, Wechselgrünland, Ackerfutter
	1C: Dauergrünland mit Schnittnutzung	Intensives Wirtschaftsgrünland, extensiv genutztes Grünland
	1D: Dauergrünland mit Weidenutzung	Dauerweide. Portionsweide (z. B. Rindern. Geflügel, Schafe, Schweine und Ziegen)
Kategorie II: Bodennahe Aufständering < 2,1 Bewirtschaftung zwischen den Agri-PV-Anlagenreihen	2A: Dauerkulturen und mehrjährige Kulturen	Obstbau. Beerenobstbau, Weinbau, Hopfen
	2B: Einjährige und überjährige Kulturen	Ackerkulturen, Gemüsekulturen, Wechselgrünland, Ackerfutter
	2C: Dauergrünland mit Schnittnutzung	Intensives Wirtschaftsgrünland, extensiv genutztes Grünland
	2D: Dauergrünland mit Weidenutzung	Dauerweide. Portionsweide (z. B. Rindern. Geflügel, Schafe, Schweine und Ziegen)

Für zahlreiche dieser Anwendungen existieren bereits sowohl Forschungs- und Testanlagen als auch praxisreife Agri-PV-Systeme in Deutschland. Zu jeder Nutzungsform wird nachfolgend ein exemplarisches Anlagenbeispiel genannt

2.3.1 APV-Systeme nach Kategorie 1

Im Rahmen des Projekts Gelsdorf wurde im Jahr 2021 auf dem Obsthof Nachtwey, ca. 20 km südlich von Bonn, eine Agri-PV-Anlage mit einer Leistung von 300 kWp errichtet (SolarInput e.V., 2024). Die Anlage wurde speziell für den Obstanbau bzw. den Apfelanbau konzipiert (Abb. 8). Die Stützpfiler der Konstruktion sind fundamentlos in den Boden gerammt; die Modulhöhe beträgt 3 m. Mit einer Belegungsichte von etwa 50% überdacht die Anlage die Apfelbaumreihen. Zur Sicherstellung einer ausreichenden Lichtverfügbarkeit kommen semitransparente Module mit einem Verschattungsgrad von etwa 45% zum Einsatz (ebd.).

Auf der Versuchsfläche werden fünf Apfelsorten im Spalierobstanbau kultiviert und systematisch miteinander verglichen. Eine benachbarte Referenzfläche ist mit herkömmlichen Hagelschutznetzen und -folien ausgestattet. Dies ermöglicht detaillierte Untersuchungen zu langfristigen Effekten auf Ertrag, Biodiversität, Mikroklima und weitere agronomische Einflussgrößen (Impact & Schäfer, 2024; Agri-PV Obstanbau Nachtwey, 2025).

Die Anlage liefert kontinuierlich umfangreiche Messdaten, die ein großes Potenzial für Forschung und Weiterentwicklung bieten. Erste Beobachtungen zeigen eine verzögerte Fruchtreife unter den Agri-PV-Modulen, ein Effekt, der potenziell den Auswirkungen des Klimawandels entgegenwirken kann (Agri-PV Obstbau Nachtwey, 2025).



Abbildung 9 Apfelanbau im Obsthof Nachtwey (SolarInput e.V., 2024)

Die zentralen Vorteile dieser Agri-PV-Anlage für den Betrieb lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Schutzfunktion: Module schützen vor Hagel, Spätfrösten, Starkregen und starker Sonneneinstrahlung
- Weniger Transpiration: Beschattung reduziert Wasserverlust und Bewässerungsbedarf
- Höhere Bodenfeuchte: Geringere Verdunstung hält den Boden länger feucht
- Längere Haltbarkeit: Weniger UV-Strahlung verlangsamt die Reife
- Keine Staunässe, geringere Blattnässedauer: Geringere Krankheitsanfälligkeit

Da im Obstbau ohnehin Gerüststrukturen zur Anbringung von Verschattungs-, Hagel- oder Insektennetzen erforderlich wären, bietet die Kombination dieser Funktionen mit einer APV-Anlage einen besonders hohen Mehrwert.

Ein weiterer, im Rahmen dieses Versuchsaufbaus noch nicht umfassend untersuchter, Aspekt ist der potenziell geringere Schädlingsdruck unter Agri-PV-Systemen. Mehrere Studien, darunter, Rühmer & Steinbauer, (2023), Steinbauer, (2024), Strodl & Puschenreiter, (2024) und Ganlin et al. (2024) berichten von reduzierten Mengen und Arten bestimmter Schädlinge in Kulturen, die durch PV-Module überdacht sind. Dieser Effekt könnte sowohl für ökologisch wirtschaftende Betriebe als auch für die konventionelle Landwirtschaft von großer Bedeutung sein.

2.3.2 APV-Systeme nach Kategorie 2

Um die hohen Kosten und die durch oftmals geringe Durchfahrtsbreiten entstehenden Bewirtschaftungsprobleme von Agri-PV-Anlagen der Kategorie 1 – sofern keine Seilaufhängungsanlagen genutzt werden –, zu vermeiden, setzen viele Betriebe auf Anlagen der

Kategorie 2, wie die im Beispiel betrachtete vertikale APV-Anlage. Diese Anlagen stehen senkrecht im Feld und bieten den Kulturen nur begrenzten Schutz. Sie ermöglichen jedoch eine kostengünstige und einfache Stromerzeugung, ohne die landwirtschaftliche Nutzung stark einzuschränken, wenn die Nutzung mit geringen Fahrbreiten der Geräte erfolgen kann.

Ein Beispiel ist der Solarpark Donaueschingen-Aasen (Abb. 10). Dort wurden 2020 auf 14 ha rund 21.580 m² Module mit einer Gesamtleistung von 4,1 MWp installiert. Über 90% der Fläche bleiben weiterhin bewirtschaftbar, überwiegend für Silage- und Heuproduktion. Die bifazialen Module sind nicht transparent, stehen etwa 80 cm über dem Boden und erreichen eine Oberkantenhöhe von rund 2 m (Grüne Sachwerte, 2023).



Abbildung 10 Solarpark in Donaueschingen-Aasen (PV Netzwerk Baden-Württemberg, 2024)

Die zentralen Vorteile dieser Agri-PV-Anlage für den Betrieb lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Weiterbewirtschaftung ohne Anpassungen möglich
- Zusätzlicher Ertrag durch Solarstrom
- Windschutz bei der Heu- bzw. Graserntetrocknung
- Leicht verbesserte Bodenfeuchte wurde in ähnlichen Anlagen dokumentiert (Weselek et al., 2019; Pataczek et al., 2023; Garrod et al., 2024)

Im Gegensatz zur zuvor beschriebenen Forschungsanlage handelt es sich hierbei um eine voll wirtschaftliche Agri-PV-Anlage, die sich nicht mehr im Teststadium befindet. Die im Vergleich zu Kategorie-1-Systemen deutlich geringeren Baukosten führen dazu, dass viele der größten APV-Anlagen in Deutschland vertikale Systeme sind (Fraunhofer ISE, 2025d). Zwar bieten sie kaum pflanzenbauliche Schutzfunktionen, ermöglichen jedoch, im Gegensatz zu klassischen FFPV-Anlagen, eine Doppelnutzung der Flächen. Wie bereits in Tabelle 2 dargestellt, besitzen beide Kategorien spezifische Vor- und Nachteile und eignen sich für unterschiedliche, landwirtschaftliche Anwendungen.

Im Rahmen dieser Studie liegt der Fokus auf einer Agri-PV-Anlage der Kategorie 1. Diese Systeme bieten die größten Vorteile für die darunter angebauten Kulturen. Überdachte, hochaufgeständerte Anlagen sind nicht nur ein Kompromiss, bei dem Stromerzeugung und Landwirtschaft sich gegenseitig einschränken, sondern können bei richtiger Planung deutliche Synergien erzeugen (Siehe Kapitel 2 & 3.2). Dazu gehören beispielsweise eine Verringerung des Wasserverbrauchs, Schutz vor Starkwetter, ein reduzierter Schädlingsdruck sowie der Ersatz

kostenintensiver Obstanbau-Gerüste durch die PV-Tragstruktur. Anlagen der Kategorie 1 stellen damit eine echte Sektorkopplung zwischen Landwirtschaft und Energieerzeugung dar. Sie benötigen jedoch geeignete Rahmenbedingungen und Fördermaßnahmen, um ihr volles kombiniertes Potenzial zu entfalten. Aus diesem Grund wird in der folgenden LCA eine Anlage dieser Kategorie untersucht.

2.3.3 Problemstellung PV-Strom Einspeisung bei Energiespitzen

Im Zuge des Energiewandels und der angestrebten Klimaneutralität bis 2045 hat Deutschland den Ausbau erneuerbarer Energien, insbesondere der Photovoltaik und der Windenergie, deutlich vorangetrieben. Die Bruttostromerzeugung aus Photovoltaik hat sich zwischen 2014 und 2024 von 34,8 TWh auf 74,3 TWh mehr als verdoppelt (Statistisches Bundesamt, 2025b). Dieser Ausbau ist essenziell zur Erreichung der Klimaziele, geht jedoch mit zunehmenden Herausforderungen für das Stromsystem einher.

Eine zentrale Herausforderung stellt das vermehrte Auftreten negativer Strombörsenpreise dar. Diese entstehen, wenn die Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien das aktuelle Nachfrage- und Aufnahmevermögen des Netzes übersteigt und nicht ausreichend Flexibilitätsoptionen zur Verfügung stehen (BMWi, 2018). Dieses Phänomen tritt unter Anderem bei starkem Windaufkommen auf aber auch, wie in Abbildung 11 zu sehen ist, vor allem während der sonnenintensiven Mittagsspitzen auf, wenn die solare Einstrahlung hoch, der Stromverbrauch jedoch gering ist. In solchen Situationen kann es zu Netzüberlastungen und infolgedessen zu negativen Strompreisen kommen (BMWi, 2018).

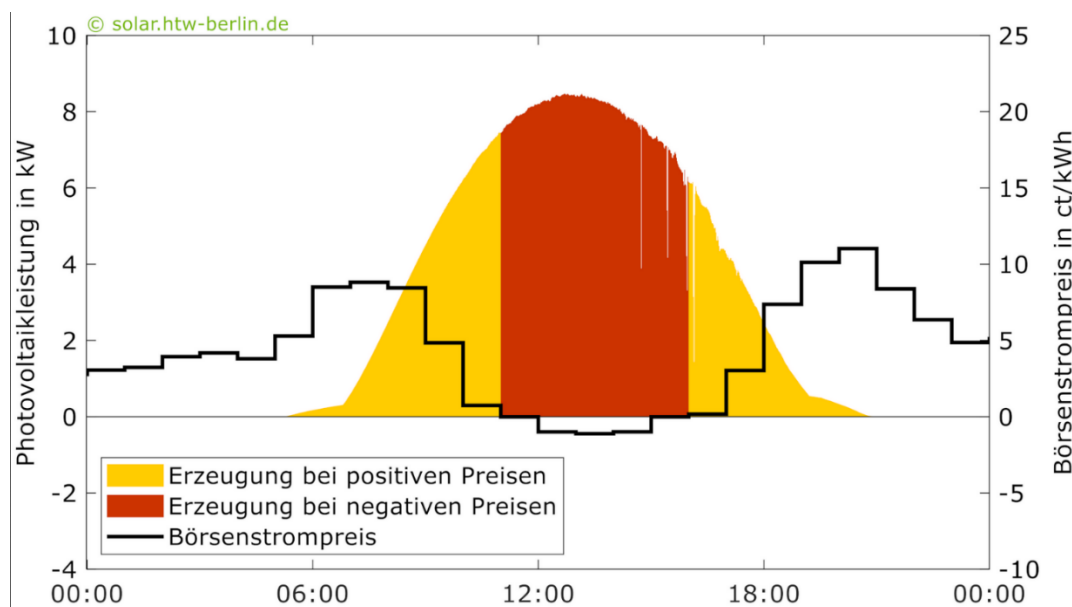


Abbildung 11 Mittagsspitzen und negativer Strompreis (HTW-Berlin 2024)

Für Anlagenbetreiber bedeutet dies, dass die Einspeisung von Strom zeitweise mit zusätzlichen Kosten verbunden ist. Im August 2025 erreichten negative Strompreise Werte von bis zu -6 ct/kWh (Agrarheute, 2025). Für EEG-geförderte Anlagen bestand bis Februar 2025 gemäß § 51 EEG ein Vergütungsanspruch auch bei negativen Strompreisen, der jedoch bei länger anhaltenden Negativpreisphasen zunehmend eingeschränkt wurde. Mit den Anpassungen im Rahmen des Solarspitzengesetzes entfällt für neu in Betrieb genommene Anlagen nach dem 25.

Februar 2025 der Förderanspruch bei negativen Strompreisen vollständig. Ausnahmen gelten lediglich für sehr kleine Anlagen, die im Kontext dieser Arbeit nicht betrachtet werden.

Unabhängig von der EEG-Förderung stellen negative Strompreise insbesondere für kommerzielle Volleinspeiseanlagen eine wirtschaftliche Herausforderung dar. Dies gilt in besonderem Maße für Agri-Photovoltaikanlagen, deren interne Verzinsung mit etwa 5,5% bereits vergleichsweise gering ausfällt (Hopf, 2021). Zusätzliche Erlöseinbußen durch negative Strompreise können die Wirtschaftlichkeit solcher Projekte weiter beeinträchtigen.

Um zu vermeiden, dass erneuerbar erzeugte Energie in Zeiten hoher Produktion ungenutzt bleibt, kommt Speichertechnologien eine zentrale Rolle zu. Insbesondere Batteriespeicher, aber auch alternative Speicherlösungen wie Wasserstoff, ermöglichen eine zeitliche Entkopplung von Erzeugung und Nutzung. Durch die Zwischenspeicherung überschüssiger Energie kann nicht nur ein energiewirtschaftlicher Nutzen erzielt, sondern auch die Wirtschaftlichkeit von Photovoltaik- und Agri-PV-Anlagen deutlich verbessert werden. Die Kombination von PV-Anlagen mit bedarfsgerecht dimensionierten Speichern kann somit die wirtschaftliche Tragfähigkeit und den Amortisationszeitraum der Anlagen signifikant positiv beeinflussen (PV magazine, 2025).

2.4 Energiespeicher

Die Grundlagen elektrochemischer Energiespeicherung gehen auf das Jahr 1780 zurück, als Luigi Galvani das Prinzip der galvanischen Zelle entdeckte. Aufbauend darauf entwickelte Alessandro Volta 1800 mit der Voltaschen Säule die erste funktionsfähige Batterie, in der chemische Energie in einem flüssigen Elektrolyten in elektrische Energie umgewandelt wurde. Diese frühen Systeme werden als Nassbatterien bezeichnet. In den folgenden Jahrzehnten wurden Batterietechnologien kontinuierlich weiterentwickelt. Ein wesentlicher Fortschritt erfolgte 1887 mit der Erfindung der Trockenbatterie durch Carl Gassner, welche eine lageunabhängige Nutzung ermöglichte und in weiterentwickelter Form bis heute eingesetzt wird.

Heute zählen insbesondere Blei-Säure- und Lithium-Ionen-Batterien zu den kommerziell bedeutendsten elektrochemischen Energiespeichern. Auf unterschiedliche Batteriedesigns und deren Eigenschaften wird in Kapitel 2.4.1 näher eingegangen.

Parallel dazu etablierten sich im frühen 20. Jahrhundert hochenergetische organische Energieträger wie Benzin und Kerosin als chemische Speicher. Mit zunehmender Erkenntnis über die klimaschädlichen Auswirkungen von CO₂-Emissionen erwiesen sich diese jedoch als langfristig nicht nachhaltige Lösung, was die Entwicklung alternativer Speichertechnologien beschleunigte.

Im Zuge der Ölkrise der 1970er und 1980er Jahre rückte Wasserstoff verstärkt in den Fokus. In Deutschland wurde die Nutzung von Wasserstoff in Kombination mit erneuerbaren Energien erstmals 1989 im Solar-Wasserstoff-Projekt Neunburg vorm Wald untersucht. Trotz nachgewiesener technischer Machbarkeit blieb ein nachhaltiger Markthochlauf zunächst aus. Erst seit 2020 gewinnt Wasserstoff im Rahmen der Nationalen Wasserstoffstrategie erneut an Bedeutung, unter anderem durch den Beschluss zum Aufbau eines Wasserstoff-Kernnetzes im Jahr 2023. Ergänzend wird Ammoniak als Energieträger diskutiert, da es im Vergleich zu Wasserstoff einfacher zu verflüssigen und zu transportieren ist.

Insgesamt existieren zahlreiche Speichertechnologien mit jeweils spezifischen Vor- und Nachteilen, deren Eignung stark vom jeweiligen Anwendungsfall sowie den ökologischen und ökonomischen Rahmenbedingungen abhängt einige sind im Folgenden in Tabelle 3 aufgeführt.

Tabelle 3 Vergleich Speichermedien Vor und Nachteile

Speicher- medium	Vorteile	Nachteile	Wissenschaftliche Quellen
Batteriespeicher (z. B. Li-Ion / LFP)	• Sehr hoher Rundlaufwirkungsgrad (85–95%) • Schnelle Reaktionszeiten, gut für Netzstabilisierung • Technologisch ausgereift, hohe Marktdurchdringung	• Begrenzte Langzeitspeicherung (Tage–Wochen) • Rohstoffabhängigkeit (Li, Ni, Co) und Umweltwirkungen • Alterung und Kapazitätsverlust über Lebensdauer	(Dunn et al., 2012; Xu, 2014; International Energy Agency, 2022)
Wasserstoff (Power-to-H₂)	• Sehr große und saisonale Speicherfähigkeit	• Niedriger Gesamtwirkungsgrad (25–40%) • Hoher	(Buttler & Spliethoff, 2018; International

	Vielseitig nutzbar (Strom, Wärme, Industrie, Mobilität) • Geringe Materialabhängigkeit bei Speicherung	Infrastrukturbedarf (Elektrolyse, Speicher, Rückverstromung) • Hohe Kosten bei grünem Wasserstoff	Energy Agency, 2022; Staffell et al., 2019)
Ammoniak (Power-to-NH₃)	• Sehr hohe volumetrische Energiedichte (flüssig) • Bestehende globale Infrastruktur (Düngemittelindustrie) • Geeignet für Langzeit- und Transportspeicherung	• Zusätzliche Umwandlungsverluste (H₂ → NH₃ → Energie) • Toxizität und Sicherheitsanforderungen • Rückverstromung technologisch noch begrenzt	(Valera-Medina et al., 2018; International Energy Agency, 2021)

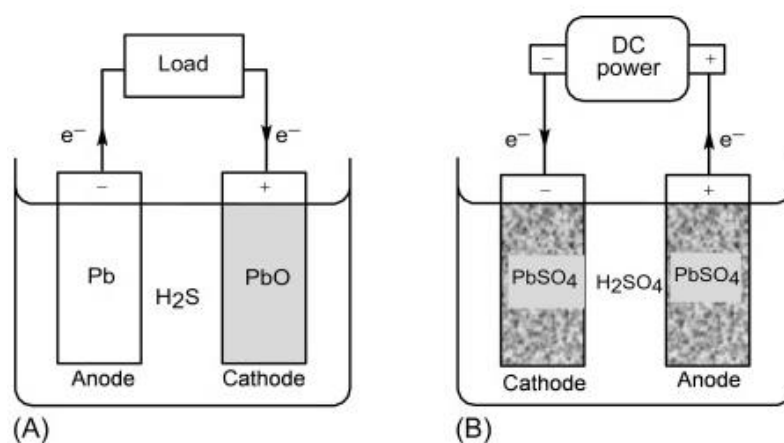
Im Folgenden wird näher auf die bereits angesprochenen Energiespeicherlösungen Batteriespeicher und Wasserstoff als Energiespeicher eingegangen.

2.4.1 Batteriespeicher

Es existieren zahlreiche Arten elektrochemischer Energiespeicher. Im Rahmen dieser Arbeit liegt der Fokus auf Akkumulatoren („Batterien“), während andere Speicherformen wie Kondensatoren nicht berücksichtigt werden. Weiterhin wird zwischen Primär- und Sekundärbatterien unterschieden:

Primärbatterien sind Einwegbatterien, deren chemische Energie vollständig genutzt und anschließend entsorgt wird. Ihre Reaktionen sind in der Regel irreversibel, eine Wiederaufladung ist nicht möglich. Sobald die Reaktionspartner erschöpft sind, stellt die Batterie die Stromproduktion ein und ist unbrauchbar (Vutetakis, 2009).

Sekundärbatterien hingegen sind wiederaufladbar. Durch Anlegen eines elektrischen Stroms können die chemischen Reaktionen umgekehrt und die ursprünglichen Reaktionsstoffe regeneriert werden, wodurch eine mehrfache Nutzung möglich ist (ebd.). Für die vorliegende Arbeit werden ausschließlich Sekundärbatterien betrachtet, da Batterien als zyklische Energiespeicher wiederaufladbar sein müssen.



Die Funktionsweise einer wiederaufladbaren Sekundärbatterie lässt sich wie in Abb. 12 zusehen ist am Beispiel einer Blei-Säure-Batterie veranschaulichen:

Abbildung 12 Funktionsweise PbH₂SO₄ Batterie (Dunn et al., 2012)

Die Elektroden bestehen aus Blei (Pb) bzw. Bleidioxid (PbO₂), das Elektrolyt ist Schwefelsäure (H₂SO₄). Beim Entladen reagieren Blei an der negativen Elektrode und Bleidioxid an der positiven Elektrode mit Sulfationen (SO₄²⁻), wobei Bleisulfat (PbSO₄) an beiden Elektroden und Wasser entsteht. Beim Laden fließt elektrischer Strom in umgekehrter Richtung, wodurch das Bleisulfat wieder in Blei und Bleidioxid zurückgeführt und die Schwefelsäure regeneriert wird. Die Zellenspannung beträgt typischerweise etwa 2 V pro Zelle.

Die grundlegende Funktionsweise wiederaufladbarer Batterien unterscheidet sich zwischen den Typen nur marginal. Hauptunterschiede liegen in den verwendeten Elektrodenmaterialien und Elektrolyten. Häufig genutzte Batterietypen sind in Tabelle 4 zusammengefasst.

Tabelle 4 Vergleich der Reaktionsmechanismen und Zellspannung verschiedener Batterietypen (Eigene Darstellung)

Batterie Typ	Chemical Reactions (Anode, Cathode, Overall)	Unit Voltage
Lead-acid	Anode: $\text{Pb} + \text{H}_2\text{SO}_4 \leftrightarrow \text{PbSO}_4 + 2\text{H}^+ + 2\text{e}^-$ Cathode: $\text{PbO}_2 + 2\text{H}^+ + \text{H}_2\text{SO}_4 + 2\text{e}^- \leftrightarrow \text{PbSO}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$ Overall: $\text{Pb} + \text{PbO}_2 + 2\text{H}_2\text{SO}_4 \leftrightarrow 2\text{PbSO}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$	2.0 V
Lithium-ion	Anode: $\text{LiC}_6 \leftrightarrow \text{C}_6 + \text{Li}^+ + \text{e}^-$ Cathode: $\text{CoO}_2 + \text{Li}^+ + \text{e}^- \leftrightarrow \text{LiCoO}_2$ Overall: $\text{LiC}_6 + \text{CoO}_2 \leftrightarrow \text{C}_6 + \text{LiCoO}_2$	3.7 V
Sodium-sulfur	Anode: $2\text{Na} \leftrightarrow 2\text{Na}^+ + 2\text{e}^-$ Cathode: $\text{xS} + 2\text{e}^- \leftrightarrow 4\text{S}^{2-}$ Overall: $2\text{Na} + \text{xS} \leftrightarrow \text{Na}_2\text{S}_\text{x} \text{ (x = 3–5)}$	2.08 V
Sodium nickel chloride (ZEBRA)	Anode: $\text{Ni} + 2\text{NaCl} \leftrightarrow \text{NiCl}_2 + 2\text{Na}^+ + 2\text{e}^-$ Cathode: $2\text{Na}^+ + 2\text{e}^- \leftrightarrow 2\text{Na}$ Overall: $\text{Ni} + 2\text{NaCl} \leftrightarrow \text{NiCl}_2 + 2\text{Na}$	2.58 V

Für die vorliegende Arbeit relevante Batterietypen sind Lithium-Ionen-, Natrium-Ionen- und Blei-Säure-Batterien, die insbesondere für langlebige Großspeicher geeignet sind (Khalid et al., 2023). Ihre Bedeutung resultiert aus Faktoren wie hoher Energiedichte, Nennspannung, Verbreitung und Herstellungsreife, Zyklenfestigkeit (Anzahl der Ladezyklen ohne signifikanten Kapazitätsverlust) sowie vergleichsweise günstigem Anschaffungspreis (ebd.). Insbesondere für die Energiewende ist der Kostenfaktor entscheidend.

Im Folgenden werden Lithium-Ionen- und Natrium-Ionen-Batterien näher betrachtet. Die Energiedichte dieser Batterietypen ist in Abbildung 13 dargestellt (Khalid et al., 2023).

Li-Ionen

Die Abbildung 13 zeigt, dass Lithium-Ionen-Batterien die höchsten gravimetrischen und volumetrischen Energiedichten aufweisen, gefolgt von Kalium- und Natrium-Ionen-Batterien, während Blei-Säure-Batterien am unteren Ende liegen.

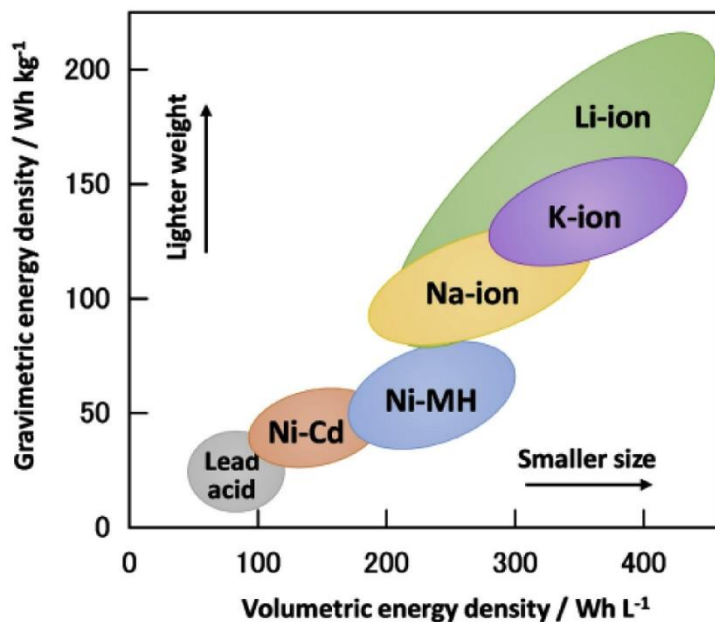


Abbildung 13 Energiedichten von Batterien (Khalid et al. 2023)

Kombination aus geringem Atomgewicht und hohem Reduktionspotential ermöglicht hohe Zellspannungen bei gleichzeitig niedrigem Materialeinsatz (Blomgren, 2016). Dadurch werden pro Gewichtseinheit und Volumeneinheit mehr Elektronen übertragen, was direkt zu einer höheren spezifischen Energie (Wh/kg) und Energiedichte (Wh/l) führt (Goodenough & Park, 2013).

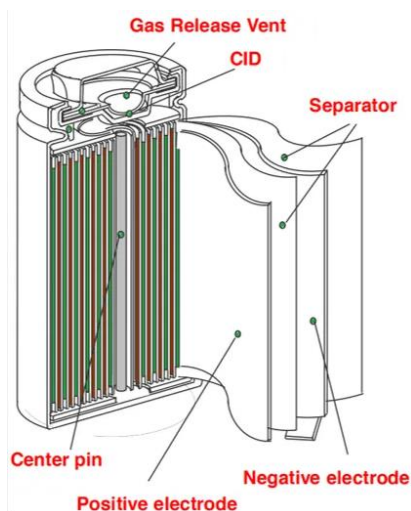


Abbildung 14 Komponenten einer LFP-Batterie

In Lithium-Ionen-Zellen (Abb 14) fungieren Lithium-Ionen während der Batteriezyklen als Ladungsträger. Beim Laden werden sie aus der Kathode freigesetzt und interkalieren in die Anode (meist Graphit); beim Entladen erfolgt der umgekehrte Prozess. Die geringe Größe und hohe Mobilität von Lithium erleichtert diesen Interkalationsmechanismus, ohne die Elektrodenstruktur dauerhaft zu schädigen, was hohe Zyklenfestigkeit und Ladeeffizienz ermöglicht (Xu, 2014).

Zudem ermöglicht das hohe Zellpotential von etwa 3,7 V pro Zelle eine deutlich höhere Spannung als beispielsweise Nickel- oder Blei-Batterien (siehe Abbildung 13). In Kombination mit leichten Elektrodenmaterialien und modernen Elektrolyten resultiert daraus die derzeit höchste Energiedichte unter kommerziell verfügbaren Batterietypen, typischerweise 150–250 Wh/kg, bei Hochleistungszellen sogar über 300 Wh/kg (Larcher & Tarascon, 2015)

Zusammenfassend basiert die hohe Energiedichte von Lithium-Ionen-Batterien auf drei zentralen Faktoren: der geringen Atommasse des Lithiums, seinem niedrigen elektrochemischen Potential und seiner hohen Mobilität als Ion. Diese Eigenschaften machen Lithium zum idealen Element für mobile Energiespeicher mit hoher Leistungsfähigkeit und Effizienz (Goodenough & Park, 2013; Blomgren, 2017).

Im Vergleich zu anderen elektrochemischen Speichern wie Blei-Säure-, Nickel-Cadmium- oder Nickel-Metallhydrid-Batterien bieten Lithium-Ionen-Batterien eine deutlich höhere Energiedichte. Dies ist auf die besonderen chemisch-physikalischen Eigenschaften von Lithium zurückzuführen (Goodenough & Park, 2013). Lithium ist das leichteste Metall (Atommasse 6,94 g/mol) und besitzt das niedrigste elektrochemische Potential aller festen Elemente (–3,04 V gegenüber der Standardwasserstoffelektrode). Die

Na-Ionen

Natrium-Ionen-Batterien (Na-Ion-Batterien) stellen eine vielversprechende Alternative zu Lithium-Ionen-Systemen dar, insbesondere im Hinblick auf Rohstoffverfügbarkeit und Nachhaltigkeit. Natrium ist auf der Erde deutlich häufiger (6. häufigstes Element) als Lithium (27. häufigstes Element) vorhanden und kann kostengünstiger sowie umweltverträglicher gewonnen werden (Hwang et al., 2017). Die Energiedichte von Natrium-Ionen-Batterien liegt jedoch unter der von Lithium-Systemen, was unmittelbar auf die chemisch-physikalischen Eigenschaften des Elements Natrium zurückzuführen ist.

Im Vergleich zu Lithium besitzt Natrium ein höheres Atomgewicht (22,99 g/mol gegenüber 6,94 g/mol) und einen größeren Ionenradius (Na^+ : 1,02 Å; Li^+ : 0,76 Å). Der größere Ionenradius reduziert die Ionenmobilität in den Elektrodenmaterialien und erschwert die reversible Interkalation in Graphit und andere Wirtsstrukturen (Hwang et al., 2017). Zudem liegt das elektrochemische Reduktionspotential von Natrium bei etwa -2,71 V, rund 0,3 V höher als bei Lithium, was zu einer niedrigeren Zellspannung und damit zu einer geringeren spezifischen Energie ($\approx 100\text{--}160\text{ Wh/kg}$) führt (Delmas, 2018).

Die elektrochemischen Prozesse sind grundsätzlich vergleichbar mit denen von Lithium-Ionen-Batterien, unterscheiden sich jedoch in der Wahl kostengünstigerer Materialien. Für die Kathode werden alternative Strukturen wie Natrium-Übergangsmetall-Oxide, Polyanionen-Verbindungen oder Prussian-Blue-Derivate verwendet, die größere Natrium-Ionen reversibel aufnehmen können (Fang et al., 2018).

Die geringere Energiedichte wird durch Vorteile in Nachhaltigkeit, Kostenstruktur und Temperaturstabilität teilweise kompensiert. Na-Ion-Batterien verzichten auf kritische Rohstoffe wie Lithium, Nickel oder Kobalt, was eine umweltfreundlichere und potenziell besser skalierbare Produktion erlaubt (Kundu et al., 2015; Hwang et al., 2017; Fang et al., 2018). Leistungsdichte und Zyklenfestigkeit sind vergleichbar zu Lithium-Systemen, die geringere Energiedichte stellt jedoch für mobile Anwendungen einen limitierenden Faktor dar, während sie für stationäre Speicher weniger relevant ist.

Für großskalige Energiespeicher („Utility Scale“) stoßen Lithium-Systeme zunehmend an wirtschaftliche und ökologische Grenzen. Der Abbau von Lithium, Kobalt und Nickel ist energieintensiv, verursacht erhebliche Umweltbelastungen und birgt geopolitische Risiken, da die Förderung auf wenige Länder konzentriert ist (Kundu et al., 2015). Zudem sind Lithium-Ressourcen begrenzt und die Preise volatil, was den kosteneffizienten Ausbau großkapazitiver Speichersysteme erschwert (Delmas, 2018).

Vor diesem Hintergrund gewinnen Natrium-Ionen-Batterien an Bedeutung. Natrium ist weltweit reichlich verfügbar, kostengünstig und gleichmäßig verteilt, wodurch diese Technologie insbesondere für stationäre Energiespeicher eine nachhaltige und ökonomisch attraktive Alternative darstellt (Hwang et al., 2017).

Die wesentlichen Unterschiede von Lithium- und Natrium-Ionen-Batterien sind in Tabelle 5 zusammengefasst.

Tabelle 5 Vergleich Lithium- und Natrium- Ionen Batterien (Eigene Darstellung)

Kriterium	Lithium-Ionen-Batterie (Li-Ion)	Natrium-Ionen-Batterie (Na-Ion)
Spezifische Energie	180-300 Wh/kg	100–160 Wh/kg
Zellspannung	3,6-3,7 V	2,8–3,3 V
Energiedichte (Volumen)	250–700 Wh/l	150–300 Wh/l
Zyklenfestigkeit	2000–5000 Zyklen	1500–3000 Zyklen
Rohstoffverfügbarkeit	Lithium, Kobalt, Nickel begrenzt Abbau verbunden mit Menschen und Umwelttechnischen Problematiken	Natrium ausreichend verfügbar
Kostenstruktur	Rohstoff teuer, volatile Kosten für Li, LFP Batterien etabliert verbreitet billig	Rohstoffe billiger, stabile Kosten für Na, Na-Ion noch wenig verbreitet, dadurch erhöhte Kosten.
Recyclinginfrastruktur	Teilweise entwickelt	Noch unterentwickelt
Ökologische Bilanz	Belastung durch Abbau, Entsorgung, Lange Transport- wege, Energieaufwand → 28 kWh/kg Li	Rohstoffgewinnung relativ umweltfreundlich, unausgereiftes Recycling, Energieaufwand → 12 kWh/kg Na
Eignung für Utility-Scale	Hohe Leistungsdichte, teuer	Nachhaltig, kosteneffizient für stationäre Systeme

Quellen (Goodenough & Park, 2013; Larcher & Tarascon, 2015; Hwang et al., 2017; Delmas, 2018; pv magazine, 2025)

Bei der Betrachtung der Tabelle wird deutlich, dass Natrium-Ionen-Batterien insbesondere in Bezug auf Nachhaltigkeit vielen Lithium-Ionen-Systemen überlegen sind. Grundsätzlich könnte auch der Preis unter dem von Lithium-Eisen-Phosphat-Batterien (LFP) liegen, was jedoch aufgrund der noch begrenzten Marktreife derzeit problematisch ist (pv magazine, 2025). Die Technologie befindet sich zwar nicht mehr im Prototypenstadium, ihre Verbreitung hinkt jedoch hinter der von LFP-Batterien hinterher.

Dies ist unter anderem auf die umfangreichen Optimierungen zurückzuführen, die in China für LFP-Batterien im Bereich Elektrofahrzeuge durchgeführt wurden. Durch die dortigen „Economies of Scale“ sowie Megafactories konnte die Erfahrung mit diesem Batterietyp stark erhöht und die Kosten gesenkt werden (Hwang et al., 2017; pv magazine, 2025).

Ein zentraler limitierender Faktor von Natrium-Ionen-Batterien bleibt die geringere Energiedichte im Vergleich zu Lithium-Systemen. Hinzu kommen materialtechnische Einschränkungen: Natrium lässt sich nicht effizient in Graphit interkalieren, weshalb alternative Anodenmaterialien wie Hartkohlenstoffe oder Titanate eingesetzt werden müssen. Diese weisen jedoch geringere Kapazitäten und höhere irreversible Verluste auf (Kundu et al., 2015). Auch die derzeit verfügbaren Kathodenmaterialien, etwa Prussian-Blue-Derivate oder Natrium-Übergangsmetall-Oxide, zeigen Kapazitätsverluste und chemische Instabilität bei hohen Ladezuständen (Fang et al., 2018).

Ein weiterer Engpass liegt in der Elektrolytstabilität. Natrium-Ion-Elektrolyte bilden häufig keine stabile „Solid Electrolyte Interphase“, was die Lebensdauer der Zellen reduziert und die Effizienz mindert (Ponrouch et al., 2015).

Darüber hinaus bestehen ökonomische Hürden, da Produktions- und Recyclinginfrastrukturen bislang auf Lithium-Systeme ausgerichtet sind. Der Mangel an industriellen Fertigungskapazitäten führt zu höheren Stückkosten und hemmt die Skalierung (Delmas, 2018).

Insgesamt werden die Marktdurchdringung und der großtechnische Einsatz von Natrium-Ionen-Batterien vor allem durch die geringere Energiedichte, unzureichend optimierte Elektroden- und Elektrolytmaterialien sowie fehlende industrielle Strukturen begrenzt. Dennoch deuten aktuelle Entwicklungen darauf hin, dass Natrium-Ionen-Batterien langfristig insbesondere für stationäre Großspeicher eine nachhaltige Alternative darstellen können.

2.4.2 Wasserstoff

Wasserstoff gilt als ein zentraler Energieträger der zukünftigen nachhaltigen Energieversorgung. Er kann sektorenübergreifend eingesetzt werden – in der Industrie, im Verkehr oder, wie im Rahmen dieser Arbeit untersucht, zur Speicherung von Strom. Damit trägt Wasserstoff wesentlich zur Dekarbonisierung verschiedener Wirtschaftsbereiche bei (International Energy Agency, 2022).

Es ist wichtig zu unterscheiden, dass Wasserstoff nicht gleich Wasserstoff ist. Vor allem sogenannter grauer Wasserstoff wird in der chemischen Industrie verwendet. Dieser stammt überwiegend aus fossilen Quellen wie Erdgas und wird durch Dampfreformierung gewonnen. Nur „grüner“ Wasserstoff wird CO₂-frei aus erneuerbaren Energien erzeugt.

Erst mit dem starken Ausbau erneuerbarer Energien seit den 2000er-Jahren und der zunehmenden Notwendigkeit, überschüssigen Strom zu speichern, gewann grüner Wasserstoff an Bedeutung (Bhandari et al., 2014). Nach einem Rückgang des Interesses in den 2010er-Jahren erlebte Wasserstoff infolge der Energiekrise während der Corona-Pandemie und des Ukraine-Kriegs erneut eine hohe Relevanz. Auch die Ziele der Energiewende, insbesondere die Reduktion der CO₂-Emissionen um 55% bis 2030 (BMWE, 2025), verstärken die Diskussion um Wasserstoff und seine Derivate, insbesondere als Langzeitspeicher (Khakimov et al., 2024).

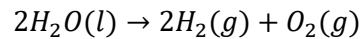
Im Vergleich zu klassischen Langzeitspeichern wie Pumpspeicherkraftwerken bietet Wasserstoff mehrere Vorteile: Die Baukosten sind geringer, die Standorte müssen nicht auf spezifische geologische Bedingungen beschränkt sein, und dezentrale Anlagen können in Regionen mit ausreichender Wasserversorgung errichtet werden (Khakimov et al., 2024). Auch die Wartung ist weniger kostenintensiv, und bei Kopplung an lokale Energieerzeugung ist kein umfassender Netzausbau erforderlich. Dies ist besonders relevant für erneuerbare Energiesysteme, die in Zeiten negativer Strompreise ansonsten keinen Nutzen aus der Stromproduktion ziehen könnten.

Der Wirkungsgrad der Wasserstoffspeicherung ist insbesondere bei der Wiederverstromung vergleichsweise gering: Bei der Alkali-Elektrolyse liegt er zwischen 65% und 80%, bei Brennstoffzellen zwischen 40% und 60% (Bertuccioli et al., 2014; Khakimov et al., 2024). Im günstigsten Fall ergibt sich somit ein Gesamtwirkungsgrad von etwa 50%, während Pumpspeicherkraftwerke 75–85% erreichen (Verivox, 2024). Trotz der niedrigeren Effizienz ist die

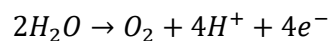
Speicherung von überschüssigem Strom in Wasserstoff dennoch vorteilhaft, da sie eine kontinuierliche Nutzung erneuerbarer Energien ermöglicht. Im Folgenden wird kurz auf die Erzeugung von grünem Wasserstoff mittels Elektrolyse eingegangen, wobei die zwei wirtschaftlich bedeutendsten Elektrolysearten näher betrachtet werden.

Grundprinzip der Elektrolyse

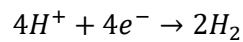
Die Herstellung von grünem Wasserstoff erfolgt durch die Elektrolyse von Wasser, bei der elektrische Energie in chemische Energie umgewandelt wird. Dabei wird Wasser (H_2O) in seine Bestandteile Wasserstoff (H_2) und Sauerstoff (O_2) zerlegt. Die Gesamtreaktion lautet:



An der **Anode** erfolgt die Sauerstoffentwicklungsreaktion:



An der **Kathode** findet die Wasserstoffentwicklungsreaktion statt:



Entscheidend für die Effizienz und Wirtschaftlichkeit sind das Elektrolyseverfahren, die verwendeten Elektroden- und Membranmaterialien sowie die Stromquelle (Bertuccioli et al., 2014)

Alkalische Elektrolyse (AEL)

Die alkalische Elektrolyse ist die älteste und am weitesten entwickelte Technologie zur Wasserstofferzeugung. Sie nutzt eine wässrige Kalium- oder Natriumhydroxidlösung als Elektrolyt und poröse Nickel- oder Nickellegierungselektroden. Eine Diaphragma-Membran trennt die Elektrodenräume, um eine Vermischung der Gase zu verhindern (Siehe Abbildung 15). Die typische Betriebstemperatur liegt bei 60–90 °C, und der Betriebsdruck reicht bis zu 30 bar. Alkalische Elektrolyseure erreichen Wirkungsgrade zwischen 60 bis 70% und zeichnen sich durch eine lange Lebensdauer und relativ niedrige Investitionskosten aus (Grigoriev et al., 2020),

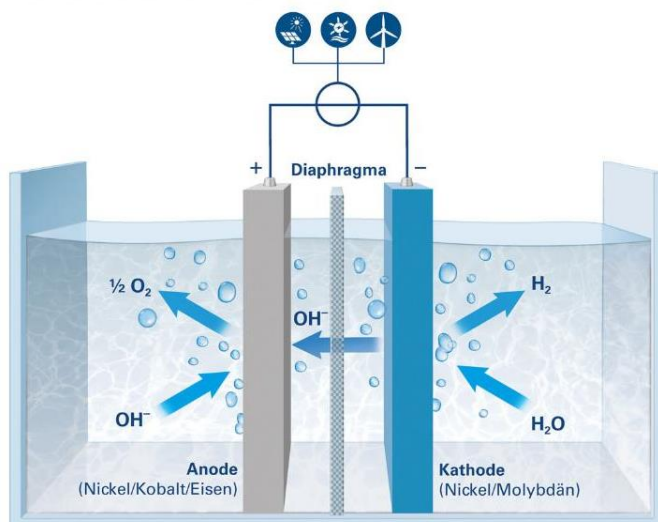


Abbildung 15 Alkalische Wasserelektrolyse (Messer, 2025)

Protonen-Austausch-Membran-Elektrolyse (PEM)

Die PEM-Elektrolyse (Proton Exchange Membrane) stellt eine neuere, kompaktere Technologie zu AEL dar, bei der eine feste Polymermembran (z. B. Nafion) als Elektrolyt dient. Diese Membran ist protonenleitend, elektrisch isolierend und gasdicht, wodurch eine hohe Reinheit des erzeugten Wasserstoffs gewährleistet wird (Abb. 16).

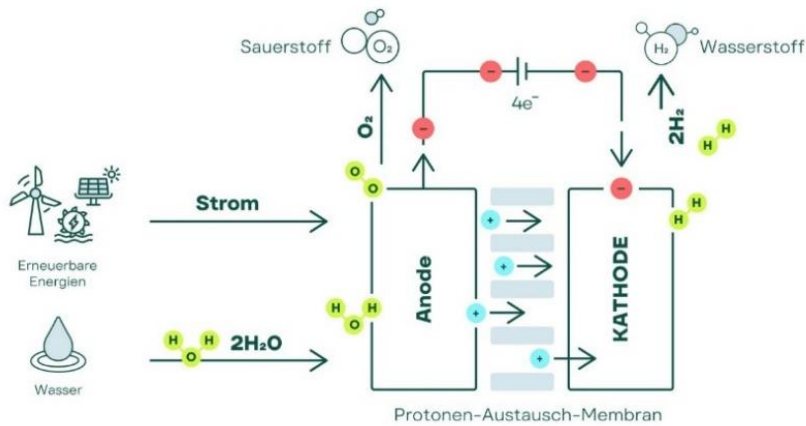


Abbildung 16 Funktionsweise PEM Elektrolyse (Quest One, 2025)

PEM-Elektrolyseure arbeiten bei Temperaturen von $50\text{--}80\text{ }^\circ\text{C}$, ermöglichen hohe Stromdichten ($> 2\text{ A/cm}^2$) und schnelle Lastwechsel, wodurch sie besonders für die Kopplung mit fluktuierenden erneuerbaren Energien geeignet sind (Grigoriev et al., 2020). Sie erreichen eine Effizienz von $65\text{--}80\%$, verwenden jedoch seltene Metalle wie Iridium und Platin, was die Kosten erhöht.

Die PEM-Technologie gilt derzeit als führender Ansatz für die Erzeugung von grünem Wasserstoff, insbesondere in Verbindung mit volatilen erneuerbaren Energiequellen, wie sie bei Agri-PV-Anlagen, Photovoltaik oder Windparks auftreten (Khakimov et al., 2024). Eine vergleichende Übersicht der beiden zentralen Elektrolysetechnologien wird in Tabelle 6 dargestellt.

Tabelle 6 Vergleich Von AEL und PEM (Eigene Darstellung)

Kriterium	Alkalische Elektrolyse (AEL)	Protonen-Austausch-Membran-Elektrolyse (PEM)
Technologischer Reifegrad	kommerzielle Serienanwendung	Demonstrations- bis Frühmarktphase
Elektrolyt	Flüssige KOH- oder NaOH-Lösung (20–30%)	Feste Protonenleitende Membran (z. B. Nafion)
Elektrodenmaterial	Nickel, Nickellegierungen	Edelmetalle (Iridium, Platin)
Betriebstemperatur	$60\text{--}90\text{ }^\circ\text{C}$	$50\text{--}80\text{ }^\circ\text{C}$
Stromdichte	$0,2\text{--}0,4\text{ A/cm}^2$	$1\text{--}2\text{ A/cm}^2$
Wirkungsgrad (System)	$60\text{--}70\text{ } \%$	$65\text{--}80\%$
Gasreinheit (H_2)	$99,5\text{--}99,9\%$	$> 99,999\%$
Dynamik (Laständerung)	Niedrig, träge Reaktion	Hoch, in Sekunden möglich

Teillastfähigkeit	20–40% der Nennleistung	0–100% (volle Flexibilität)
Lebensdauer (Stapel)	60.000–90.000 h	30.000–60.000 h
Investitionskosten (International Energy Agency, 2022)	500–800 €/kW	900–1.400 €/kW
Wartung	Regelmäßiger Austausch von Elektrolyt	Geringer Wartungsaufwand
Eignung für EE-Kopplung (PV/Wind)	Begrenzt (bei konstanter Last optimal)	hohe Dynamik
Ökologische Bewertung	Geringe Materialkritikalität	Hoher Edelmetallbedarf (Ir, Pt)

Quelle: (Bertuccioli et al., 2014; Grigoriev et al., 2020; International Energy Agency, 2022; Khakimov et al., 2024)

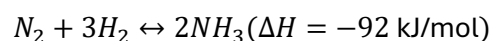
Zu beachten ist, dass es noch weitere Elektrolysetechnologien gibt. Die hier ausgewählten Verfahren, AEL und PEM, sind die am weitesten verbreiteten und wurden bereits in großtechnischem Maßstab erprobt, auch wenn die PEM-Technologie noch nicht so weit verbreitet ist wie die AEL (Grigoriev et al., 2020). Beide Verfahren erzeugen zudem erhebliche Abwärme, die industriell oder für Heizungszwecke nutzbar ist. In der Landwirtschaft könnte diese Wärme beispielsweise für die Beheizung von Gewächshäusern oder das Trocknen von Ernten genutzt werden. Auch die Einbindung in Fernwärmenetze wird derzeit in Projekten wie H2 Giga untersucht, wo in Kombination mit Wärmepumpen Temperaturen auf ein für Fernwärme nutzbares Niveau gebracht werden (PTJ, 2025).

2.4.3 Ammoniak

Ammoniak (NH₃) ist seit über einem Jahrhundert ein zentrales Produkt der globalen Industrie. Ursprünglich diente es vor allem als Ausgangsstoff für Düngemittel, zunehmend wird Ammoniak jedoch auch als potenzieller Energieträger und kohlenstofffreier Wasserstoffspeicher diskutiert (Valera-Medina et al., 2018; Smith et al., 2020). Die industrielle Produktion basiert auf dem Haber-Bosch-Verfahren, das Anfang des 20. Jahrhunderts von Fritz Haber und Carl Bosch entwickelt wurde und erstmals eine großtechnische Synthese von Stickstoff und Wasserstoff zu Ammoniak unter hohen Drücken und Temperaturen ermöglichte (Appl, 1999).

Traditionell wird der zur Synthese benötigte Wasserstoff durch Dampfreformierung von Erdgas bereitgestellt, wodurch die Ammoniakproduktion zu einem der CO₂-intensivsten chemischen Prozesse weltweit zählt. Die International Energy Agency schätzt die Emissionen auf etwa 1,8 t CO₂ pro Tonne NH₃ (International Energy Agency, 2021). Vor dem Hintergrund der Dekarbonisierung der chemischen Industrie gewinnt daher „grüner Ammoniak“ zunehmend an Bedeutung. Hierbei wird der Wasserstoff mittels Elektrolyse aus erneuerbarem Strom gewonnen, während der Stickstoff weiterhin aus der Luft extrahiert wird. Durch die Substitution fossiler Ausgangsstoffe kann die Produktion theoretisch nahezu CO₂-frei erfolgen (Lan et al., 2012). Dabei sind die CO₂-Emissionen für den Maschinenbau nicht berücksichtigt.

Das Haber-Bosch-Verfahren basiert auf der Synthese von Ammoniak aus Stickstoff (N₂) und Wasserstoff (H₂) nach der Gleichung:



Die Haber-Bosch-Synthese (Abb. 17) verläuft exotherm und wird bei Temperaturen von 400–500 °C sowie Drücken von 150–300 bar in Anwesenheit eines Eisenkatalysators durchgeführt (Appl, 1999). Aufgrund thermodynamischer Einschränkungen und der langsamen Reaktionskinetik (Gleichgewichtsreaktion) sind diese hohen Drücke und Temperaturen erforderlich, um akzeptable Ausbeuten zu erzielen. Sodalime kann dabei als Filter dienen, um Verunreinigungen wie CO₂ zu entfernen oder zu binden.

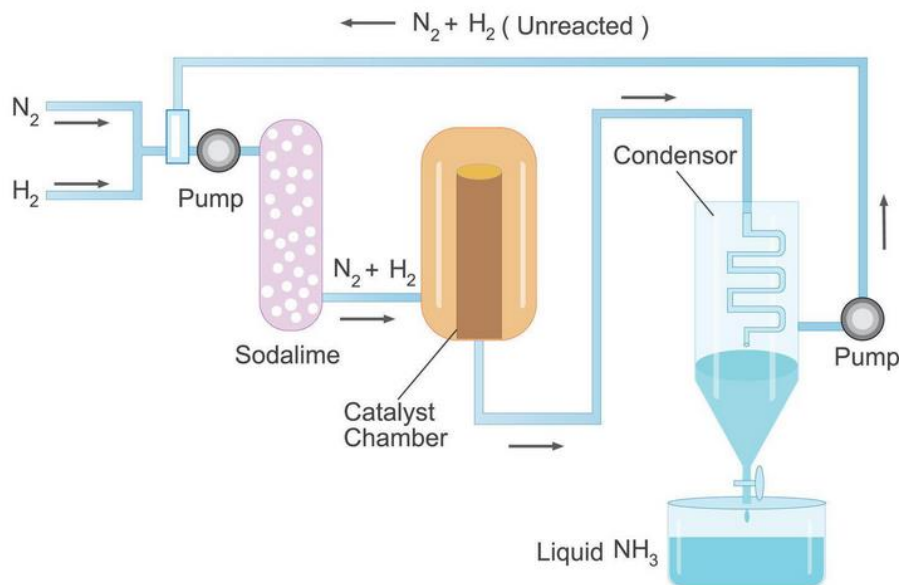


Abbildung 17 Herstellung von Ammonia mittels Haber-Bosch Prozess (Eigene Darstellung)

In einem traditionellen Produktionsaufbau wird der Wasserstoff zunächst durch Dampfreformierung von Methan bzw. Erdgas zu CO und H₂ erzeugt. Bei der Erzeugung von grünem Wasserstoff mittels Elektrolyse entfällt dieser Zwischenschritt, da der Wasserstoff direkt aus mit erneuerbaren Energien betriebenen Elektrolyseuren gewonnen wird.

Das zuvor beschriebene Verfahren stellt das derzeit hauptsächlich genutzte Verfahren zur Umwandlung von grünem Wasserstoff in NH₃ dar. Hierbei wird der Wasserstoff aus Elektrolyseanlagen genutzt, anstelle von fossilem Wasserstoff. Die Reaktionsbedingungen bleiben weitgehend identisch, jedoch erfordert die Integration fluktuierender, tageszeitabhängiger erneuerbarer Energien eine flexible Betriebsweise der Synthese (Sekhar S et al., 2024). Forschungsansätze konzentrieren sich daher auf modulare, dynamische Haber-Bosch-Reaktoren, die auch bei Teillast effizient arbeiten können. Obwohl die Nutzung von grünem Ammoniak grundsätzlich möglich ist, existieren derzeit noch keine großflächigen Anwendungen (Bora et al., 2024). Hierbei Die hohen Produktionskosten und die geringe Skalierbarkeit stellen zentrale Hürden dar, insbesondere für dezentrale Anwendungen in unmittelbarer Nähe zu erneuerbaren Energieerzeugungsstandorten.

Ein alternatives Verfahren stellt die direkte elektrochemische Reduktion von Stickstoff zu Ammoniak dar. Bei dieser sogenannten elektrochemischen Ammoniaksynthese wird N₂ an der Kathode in Gegenwart eines geeigneten Katalysators (z. B. Lithium oder Natrium) reduziert, während an der Anode Wasser oxidiert wird (Fu et al., 2022). Dieses Verfahren ermöglicht

theoretisch eine höhere Energieeffizienz und eine bessere Kompatibilität mit erneuerbaren Energien, da keine kontinuierlich hohen Drücke und Temperaturen erforderlich sind. Es befindet sich jedoch noch im Entwicklungsstadium und ist kommerziell bislang nicht anwendbar. Daher bleibt in der nahen Zukunft die klassische Haber-Bosch-Synthese die einzige praktikable Option.

In Deutschland, dem Ursprungsland der Haber-Bosch-Synthese, existiert bisher keine großflächige Produktion von grünem Ammoniak. Lediglich BASF kündigte im Mai 2025 an, den Ausbau der grünen NH_3 -Produktion an ihrem Verbundstandort Ludwigshafen zu fokussieren (BASF, 2025). Die Hauptquellen für grünen Wasserstoff sollen künftig aus dem Ausland stammen, insbesondere aus Algerien, Ägypten und Chile (IW & Küper, 2023). Deutschland läuft damit Gefahr, im globalen Wettbewerb zurückzufallen, obwohl die Technologie keine seltenen Rohstoffe benötigt und die Möglichkeit bietet, die Energieversorgung unabhängig von Importen zu gestalten.

3. Grundlage der Ökobilanzierung

3.1 Durchführung einer Ökobilanzierung

Wie bereits erläutert, liegt der zentrale Fokus dieser Arbeit auf der Durchführung einer Ökobilanzierung bzw. Life Cycle Assessment (LCA). Untersucht wird dabei der unterschiedliche Umwelteinfluss von APV, FFPV sowie dem deutschen Strommix (2024) in Kombination mit ökologischem Apfelanbau. Die Begriffe Ökobilanzierung und Life Cycle Analysis werden im Folgenden synonym genutzt und mit LCA abgekürzt, wobei die Ökobilanzierung eine spezifische Ausprägung der LCA darstellt (Frischknecht, 2020).

Die praktische Umsetzung der LCA erfolgt, wie im weiteren Verlauf näher beschrieben, mithilfe der Software SimaPro. Ergänzend dazu wird eine umfassende Literaturrecherche zu den CO₂ Auswirkungen der Energiespeicherung mittels Batteriespeichern, Wasserstoff und Ammoniak durchgeführt. Die aus der Literatur gewonnenen Informationen dienen als Grundlage, um in Kapitel 6.3 eine Kombination der mit SimaPro ermittelten Umweltwirkungen mit den ausgewählten Speichertechnologien vorzunehmen.

Ziel ist es, die Kombination aus Energieerzeugung, Apfel- bzw. Nahrungsmittelproduktion und Energiespeicherung zu finden, die den geringsten ökologischen Einfluss aufweist. Um dies zu gewährleisten, werden die Literaturdaten rechnerisch auf die Szenarien angepasst, um diese so vergleichbar zu machen. Entsprechende Berechnungen sowie alle weiteren Herleitungen finden sich im Kapitel 4. Bevor diese Analysen durchgeführt werden, wird im folgenden Unterkapitel zunächst das methodische Konzept der Ökobilanzierung dargestellt.

3.1.1 Definition der Ökobilanzierung

Eine Ökobilanzierung wird nach DIN EN ISO 14044 als systematische Erfassung und Bewertung der Input- und Outputflüsse sowie der potenziellen Umweltwirkungen eines Produktsystems über seinen gesamten Lebensweg definiert (DIN EN ISO 14044, 2021). Im Gegensatz zu anderen Umweltanalyseverfahren, etwa der Umweltverträglichkeitsprüfung, betrachtet die LCA nicht nur standortbezogene, sondern alle Lebenszyklusphasen von der Rohstoffgewinnung bis zur Entsorgung („cradle to grave“).

Ziel einer Ökobilanz ist es, Verbesserungspotenziale entlang des gesamten Lebenswegs eines Produkts oder einer Dienstleistung aufzuzeigen. Eine LCA spricht keine Handlungsanweisungen aus, sondern unterstützt Entscheidungsträger in Industrie und Politik bei der Bewertung vorher definierter Umweltaspekte. Da sie ausschließlich potenzielle Umweltauswirkungen untersucht, kann sie auch als Grundlage für Umweltkennzeichnungen und Produktdeklarationen dienen.

Ressourcenbereitstellung wird häufig als selbstverständlich betrachtet und daher oft in Preissystemen nicht wirklich abgebildet. Durch Rohstoffabbau und Verarbeitung entstehen jedoch Umweltschäden, die langfristig zur Verknappung natürlicher Leistungen führen können.

Erste Ansätze der Ökobilanzierung entstanden bereits Mitte des 20. Jahrhundert im Zuge der Kohleknappheit und der Ölkrisen der 1970er-Jahre. Mit dem zunehmenden Bewusstsein für die Begrenztheit fossiler Ressourcen sowie für Ressourcenknappheit und Umweltbelastungen gewann die systematische Bewertung von Umweltwirkungen zunehmend an Bedeutung. Parallel

rückten globale Umweltprobleme wie Klimawandel und Luftverschmutzung durch Bücher wie „The limits of growth“ von Dennis L. Meadows et al. 1972 stärker in den Fokus.

In Anlehnung an Energiebilanzen sollen Ökobilanzen ökonomische Bewertungen ergänzen, Ineffizienzen von Produkten und Prozessen sichtbar machen und die mit Produktionssystemen verbundenen Umweltwirkungen transparent darstellen (Frischknecht, 2020).

3.1.2 Aufbau einer Ökobilanzierung

Zur Vereinheitlichung der Bewertung von Umweltwirkungen wurden Ökobilanzierungen durch die DIN EN ISO 14040 und DIN EN ISO 14044 standardisiert. Diese Normen beschreiben ein verbindliches Vorgehen, wodurch Studien vergleichbarer werden. Die ISO 14044 gliedert den Ablauf einer Ökobilanz in vier Phasen:

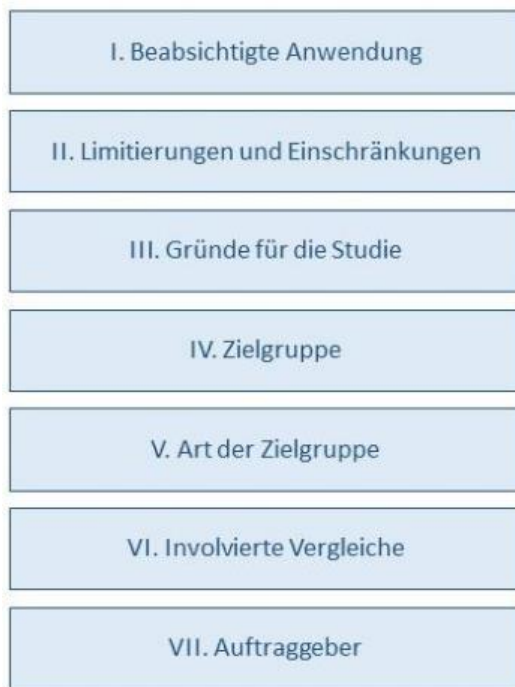
1. Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen
2. Sachbilanz
3. Wirkungsabschätzung
4. Auswertung und Interpretation

3.1.3 Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens

Am Beginn jeder Ökobilanz steht die präzise Formulierung des Ziels und des Untersuchungsgegenstands. Diese Vorgaben bestimmen, welche Daten benötigt werden und wie die Ergebnisse später zu interpretieren sind. Das von der Europäischen Kommission veröffentlichte JRC-Handbuch (EU Commission IES, 2010) definiert 7 Elemente (Abb. 18) einer vollständigen Zielbeschreibung. Besonders relevant ist der geplante Verwendungszweck:

- Für interne Prozessoptimierungen werden detaillierte, produktspezifische Daten benötigt
- Für politische Strategien oder technologieübergreifende Vergleiche reichen meist Durchschnitts- oder Best-Practice-Werte (Frischknecht 2020)

In der Zielsetzung müssen zudem mögliche Einschränkungen der Studie benannt werden, etwa wenn nur ein Teil des Lebenszyklus betrachtet wird, oder sich die Analyse auf wenige Wirkungskategorien beschränkt. Ebenso wichtig ist die Offenlegung der Motivation. Hauschild et al. (Hauschild et al., 2018) unterscheiden drei Studientypen:



Typ A: Entscheidungsunterstützung auf Mikroebene

Typ B: Entscheidungen mit strukturellem Einfluss
(z. B. politische Strategien)

Typ C: rein beschreibende Studien ohne unmittelbare Entscheidungsrelevanz

Die Zielgruppe beeinflusst Umfang und Darstellung der Ergebnisse. Wird zudem ein Vergleich zweier Systeme durchgeführt, gelten erweiterte ISO-Anforderungen. Schließlich müssen aus Gründen der Transparenz Auftraggeber und beteiligte Institutionen benannt werden (Hauschild et al., 2018).

Abbildung 18 JRC Zielformulierung LCA (EU C IES)

3.1.4 Untersuchungsrahmen (Scope)

Der Untersuchungsrahmen definiert das zu analysierende Produktsystem und alle methodischen Festlegungen. Ein zentraler Bestandteil ist die funktionelle Einheit, also die Vergleichseinheit, auf die alle Umweltwirkungen bezogen werden (DIN EN ISO 14044). Sie beantwortet die Fragen Was? Wie viel? Für wie lange? Wo? Wie gut? und ermöglicht die Vergleichbarkeit verschiedener Systeme (Abb. 19).



Abbildung 19 Erklärung Scope und FU nach Frischknecht (2020)

Im nächsten Schritt wird das Produktsystem beschrieben, das üblicherweise die Phasen Rohstoffgewinnung, Herstellung, Nutzung und Entsorgung umfasst. Die einzelnen Prozesse werden mithilfe eines Flussdiagramms (vgl. Kapitel 4.2.3 Abbildung 24) strukturiert dargestellt. Über die Systemgrenzen wird festgelegt, welche Prozesse berücksichtigt werden; hierfür gelten in der ISO 14044 definierte Abschneidekriterien.

Die Auswahl der Wirkungskategorien, beispielsweise Klimawandel mit dem Indikator GWP100, muss zur Zielsetzung passen. Bei der Datenerhebung können gemessene, berechnete oder geschätzte Werte genutzt werden. Zu dokumentieren sind u. a. zeitliche und geografische Repräsentativität, technologische Vergleichbarkeit, Vollständigkeit und Unsicherheiten.

Soll eine vergleichende Ökobilanz durchgeführt werden, müssen funktionelle Einheit, Systemgrenzen und Datenqualität für beide Systeme konsistent sein. Abweichungen sind transparent zu dokumentieren.

Abschließend wird festgelegt, ob eine kritische Prüfung vorgesehen ist. Diese ist erforderlich, wenn die Studie ISO-konform veröffentlicht werden soll (Frischknecht, 2020).

3.1.5 Sachbilanz

Die Sachbilanz bildet die zweite Phase der Ökobilanz und umfasst die Zusammenstellung und Quantifizierung aller Inputs und Outputs eines Produktsystems entlang seines gesamten Lebensweges (DIN EN ISO 14044, 2021). Ihr Ergebnis ist ein katalogisierter Überblick über alle relevanten Stoff- und Energieflüsse, die die Systemgrenze überschreiten und die Grundlage der Wirkungsabschätzung bilden.

Für die Datenerhebung werden alle für das Produktsystem relevanten Prozesse identifiziert und die benötigten Daten gesammelt. Fehlende oder nicht zugängliche Informationen werden durch allgemeine Werte oder begründete Annahmen ergänzt. Die Prozesse und ihre Flüsse werden in einem Fließdiagramm dargestellt. Während Vordergrundprozesse meist direkt erhoben werden, stammen Hintergrundprozesse (z. B. Energie-, Transport- oder Materialbereitstellung) aus Datenbanken. Die Datentypen lassen sich in folgende Kategorien einteilen (DIN EN ISO 14044, 2021):

- Energie-, Rohstoff- und Betriebsstoffinputs
- Produkte, Koppelprodukte und Abfälle
- Emissionen in Luft, Wasser und Boden
- weitere Umweltaspekte

Da unterschiedliche Quellen für gleiche Prozesse teilweise abweichende Werte liefern, müssen Datenwahl und Begründung dokumentiert werden.

Anschließend erfolgt die Validierung der Daten gemäß den im Untersuchungsrahmen definierten Qualitätskriterien. Die Daten werden auf Vollständigkeit, Konsistenz und potenzielle Probleme geprüft; erste Sensitivitätsanalysen können zeigen, welche Prozesse vernachlässigbar sind. Werden Bereiche als unwesentlich identifiziert, ist die Systemgrenze entsprechend anzupassen. Die Datenerhebung erfolgt grundsätzlich schrittweise, siehe Abbildung 24.

Besonders relevant ist die Allokation, also die Zuordnung von Inputs und Outputs bei Prozessen, die mehrere Produkte erzeugen (Abbildung 20). Dies betrifft auch das Recycling, da Materialien in mehreren Produktzyklen vorkommen können. Die DIN EN ISO 14044 sieht hierfür ein mehrstufiges Vorgehen vor; zunächst die Vermeidung von Allokation, z. B. durch Aufteilung von Prozessmodulen oder Systemerweiterung. Besonders bei Vergleichen wird das System so ergänzt, dass gleiche funktionelle Einheiten betrachtet werden können.

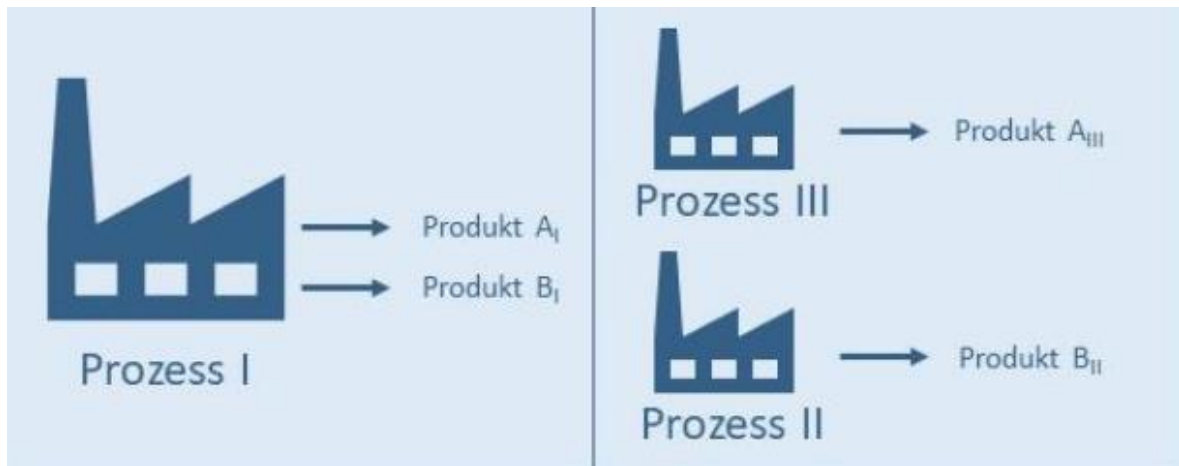


Abbildung 20 Prinzip der Systemerweiterung nach Frischknecht 2020

Ist eine Vermeidung nicht möglich, erfolgt die Zuordnung über physikalische Beziehungen, etwa durch Analyse der Veränderung einzelner Produktströme. Falls auch dies nicht umsetzbar ist, wird auf andere Beziehungen, häufig den ökonomischen Wert, zurückgegriffen. Beim Recycling gelten dieselben Prinzipien; die Mehrfachnutzung wird als wiederholte Koppelproduktion betrachtet.

3.1.6 Wirkungsabschätzung

Die Wirkungsabschätzung bildet die dritte Phase der Ökobilanz und dient der Ermittlung und Bewertung der Größe und Bedeutung potenzieller Umweltwirkungen eines Produktsystems über seinen gesamten Lebensweg (Abb.21) (DIN EN ISO 14044, 2021). Die Norm unterscheidet dabei drei zentrale Schritte:

- Auswahl der Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsmodelle
- Klassifizierung, also die Zuordnung der Sachbilanzergebnisse zu den gewählten Kategorien
- Charakterisierung, d. h. die Berechnung der Indikatorwerte

(vgl. DIN EN ISO 14044, S. 33 f.).

Zunächst werden in Abstimmung mit Ziel und Untersuchungsrahmen die relevanten Wirkungskategorien festgelegt (z. B. Klimawandel) und passende Indikatoren gewählt (z. B. kg CO₂-eq). Anschließend werden die in der Sachbilanz erfassten Stoff- und Energieflüsse den Kategorien zugeordnet. Durch Multiplikation mit Charakterisierungsfaktoren wird der Beitrag jedes Flusses zur jeweiligen Umweltwirkung quantifiziert. Die Summe dieser Beiträge ergibt den Gesamtindikatorwert pro Wirkungskategorie. Optional können Normalisierung und Gewichtung angewendet werden, um Kategorien vergleichbar zu machen (Hauschild & Huijbregts, 2015).



Abbildung 21 Beispielhafte Wirkungsabschätzung nach (Hauschild & Huijbregts, 2015)

Die Wahl der Wirkungskategorien wird bereits im Untersuchungsrahmen festgelegt und sollte begründet sowie eindeutig benannt werden. Wichtig ist, dass sie die relevanten Umweltwirkungen des Produktsystems vollständig abbilden (DIN EN ISO 14044). Die zugehörigen Wirkungsindikatoren können frei entlang des Wirkungspfads gewählt werden und unterscheiden sich typischerweise in Midpoint- (z. B. Klimawandel, Versauerung) und Endpoint-Indikatoren (z. B. Auswirkungen auf Ökosysteme oder Gesundheit). Diese wiederum lassen sich übergeordneten Schutzgütern zuordnen (Hauschild & Huijbregts, 2015).

Für die Klassifizierung stehen meist vorgefertigte Listen zur Verfügung, in denen allgemeine Wirkungskategorien bereits definiert sind. Für verbreitete Kategorien wie Klimawandel bestehen international einheitliche Definitionen, während andere Bereiche, zum Bsp. Gesundheit, weniger klar abgegrenzt sind und ggf. eine eigene Zuordnung erfordern (Hauschild & Huijbregts, 2015).

Nach der Charakterisierung liegen mehrere, oft schwer vergleichbare Indikatorwerte vor. Um die Interpretation zu erleichtern, können zwei optionale Schritte folgen:

1. Normierung: Bezug der Indikatorwerte auf ein Referenzsystem (z. B. nationale Gesamtumweltwirkungen oder Pro-Kopf-Werte), um die relative Größenordnung sichtbar zu machen (Hauschild & Huijbregts, 2015; DIN EN ISO 14044, 2021).
2. Gewichtung: Zusammenführung der normierten Werte zu einem Gesamtwert anhand von Werturteilen, etwa monetären Ansätzen, Expertenbewertungen oder distance-to-target-Methoden. Beispiele hierfür sind LIME, ECOTAX2002 oder der Eco-indicator 99 sowie nationale Ökofaktoren (z. B. Schweiz 2013, Deutschland 2015).

Da Gewichtungen auf subjektiven Wertannahmen beruhen, sind sie für öffentlich vergleichende Studien nicht ISO-konform (Hauschild & Huijbregts, 2015). Sie können jedoch für interne, nicht-vergleichende Untersuchungen eine sinnvolle Ergänzung der Interpretation darstellen.

3.1.7 Auswertung und Interpretation

Die Auswertung und Interpretation bildet die vierte Phase der Ökobilanz und umfasst gemäß DIN EN ISO 14044 (S. 45):

- Identifikation signifikanter Parameter
- Beurteilung der Ergebnisse über Vollständigkeits-, Sensitivitäts- und Konsistenzprüfungen
- Ableitung von Schlussfolgerungen, Einschränkungen und Empfehlungen

Ein zentraler Zweck dieser Phase besteht darin, die ermittelten Daten so aufzubereiten, dass sie klar kommuniziert und für Entscheidungsprozesse nutzbar gemacht werden können.

Werden während der Auswertung methodische Schwächen, Unsicherheiten oder Datenlücken sichtbar, erfolgt eine iterative Rückkopplung zu den vorangegangenen Phasen, bis die Anforderungen des Untersuchungsrahmens erfüllt sind. Die Darstellung konzentriert sich dabei auf die maßgeblichen Erkenntnisse, insbesondere auf jene Umweltwirkungen, die den größten Einfluss auf das Gesamtergebnis ausüben.

Parallel dazu wird die wissenschaftliche Robustheit der Studie bewertet. Dazu gehören die Prüfung der Datengrundlage, der getroffenen Annahmen und potenzieller Unsicherheiten. Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalysen, beispielsweise mittels Monte-Carlo-Simulationen, zeigen, welche Parameter die Ergebnisse besonders stark beeinflussen und wie stabil die Aussagekraft der LCA insgesamt ist.

Am Ende stehen klar formulierte Schlussfolgerungen und Empfehlungen, die sich ausschließlich auf das definierte Produktsystem beziehen und die gestellten Forschungsfragen beantworten. Diese Empfehlungen sollen Entscheidungsträger unterstützen, ohne selbst normative Entscheidungen zu treffen (Frischknecht, 2020).

3.2 Literaturrecherche zu Apfelproduktion für Modellierung der Szenarien

Im Folgenden wird die Datengrundlage der Apfelproduktion für die Modellierung der in Kapitel 4 beschriebenen Sachbilanzen dargestellt. Dabei wird detailliert auf die drei untersuchten Szenarien sowie deren jeweilige Komponenten, die verwendeten Datensätze und die zugrunde gelegten Annahmen eingegangen.

Die bekannteste Kombination aus Apfelanbau und Agri-PV in Deutschland stellt der Obsthof Nachtwey in Rheinland-Pfalz dar. Dort werden auf einer Fläche von etwa 3.600 m² Äpfel unter einer APV-Anlage mit semitransparenten Modulen angebaut, die eine Lichttransmission von rund 54 % aufweisen (Fraunhofer ISE, 2020). Da die Apfelbäume direkt zwischen den Stützpfeilern der Konstruktion angebaut werden, entsteht kein nennenswerter Verlust landwirtschaftlich

nutzbarer Fläche. Somit sorgt die Unterkonstruktion für keinen Flächenverlust und somit auch für keinen möglichen Ernteverlust.

Durch die Überdachung entsteht ein erhöhter Schutz vor Hagelschäden (Weselek et al., 2019). Darüber hinaus kann die Unterkonstruktion zur Befestigung zusätzlicher Schutzsysteme wie Insekten-, Vogel- oder Hagelnetze genutzt werden. Im konventionellen Anbau werden diese Netze häufig an separaten Holz- oder Kunststoffkonstruktionen befestigt, die vergleichsweise geringe Lebensdauern aufweisen (Trommsdorff et al., 2023). Laut Trommsdorff et al. (2023) kann der Ersatz dieser separaten Schutzstrukturen durch die APV-Unterkonstruktion die Jährlichen Betriebskosten um bis zu 9% verringern. Insgesamt gehen die Autoren davon aus, dass sich die Produktionskosten im Apfelanbau unter APV trotz potenziell reduzierter Apfelerträge die Kosten sowie die Erträge des Anbaus um etwa 5% verringern können.

Ein weiterer zentraler Vorteil liegt in der Ausbildung von Mikroklimata unter den Modulen. Juillion et al. (2022) konnten bei Apfelplantagen unter APV mit einem durchschnittlichen Verschattungsgrad von 50–55% eine Reduktion der Lufttemperatur um bis zu 3,8 °C sowie eine Erhöhung der Bodenfeuchte um etwa 14% feststellen. Diese mikroklimatischen Effekte wirken temperaturstabilisierend und reduzieren sowohl Hitzestress im Sommer als auch Frost- und Spätfrostschäden (Weselek et al., 2019; Juillion et al., 2022). In Jahren mit starkem Spätfrost, wie 2021, führte dies zu einem Anstieg des Anteils fruchttragender Bäume um 31% sowie der Fruchtanzahl pro Baum um 44% im Vergleich zu Referenzflächen ohne APV.

Auch Boini et al. (2021) zeigen, dass eine etwa 50%ige Verschattung die negativen Effekte von Trockenheit und Hitzestress abmildern kann, wodurch der Ertrag im Vergleich zur unverschatteten Kontrolle stabil gehalten oder sogar gesteigert wurde. Insgesamt kann APV somit als ertragsstabilisierend bis potenziell ertragssteigernd bewertet werden (Boini et al., 2021).

Trotz der Reduktion abiotischen Stresses auf Apfelbäume kann eine erhöhte Verschattung, insbesondere ab einem Beschattungsgrad von über 50%, zu Ertragseinbußen führen (Dupraz, 2024a; Garrod et al., 2024). In einem Interview mit Christian Nachtwey vom Obsthof Nachtwey wurde dieser Effekt mit einer Ertragsminderung von etwa 20–30% beziffert (Impact & Schäfer, 2024). Auch Juillion et al. berichten von einer Reduktion der Fruchttrockenmasse um rund 24%. Gleichzeitig zeigen mehrere Studien, dass in Jahren mit ausgeprägten Extremwetterereignissen wie Dürre, Spätfrost oder Hagel unter APV-Systemen teilweise Ertragssteigerungen gegenüber dem Freilandanbau beobachtet werden konnten (Lopez et al., 2018; Weselek et al., 2019; Boini et al., 2021; Juillion et al., 2022; Steinbauer, 2024).

Diese stabilisierenden Effekte wurden auch von Rühmer und Steinbauer in den Jahren 2022–2024 am Wein- und Obstbauversuchsgut Haidegg in der Steiermark dokumentiert (Rühmer & Steinbauer, 2023; Steinbauer, 2024; Strodl & Puschenreiter, 2024). Dort wird seit mehreren Jahren der ökologische Obstbau unter APV-Anlagen untersucht. Die Ergebnisse zeigen, dass durch die Überdachung ein verbessertes Mikroklima, eine erhöhte Bodenfeuchte sowie ein wirksamer Schutz vor Frost und Starkwetterereignissen entstehen, sowie ein bemerkenswert reduzierter Krankheitsdruck. Zudem wurde eine signifikante Ertragsstabilisierung unter den Modulen festgestellt.

Sortenspezifisch zeigten sich jedoch deutliche Unterschiede. Im Jahr 2022 lagen die Erträge der Sorten Elstar und *Golden Delicious* im Vergleich zum ökologischen Freilandanbau um 14,65% bzw. 9,3% niedriger. Demgegenüber konnte bei der Sorte *Natyra* eine leichte Ertragssteigerung von 3,33% beobachtet werden (Rühmer & Steinbauer, 2023). Da das Untersuchungsjahr keine außergewöhnlichen Extremwetterereignisse aufwies, verdeutlichen diese Ergebnisse den maßgeblichen Einfluss der Sortenwahl auf die Ertragsentwicklung unter APV-Systemen.

Zusätzlich wurde festgestellt, dass der Ertrag unbehandelter Apfelbäume unter APV im Vergleich zu unbehandelten Freilandbäumen je nach Sorte um 15,5–18,2% höher lag (Rühmer & Steinbauer, 2023). Dies kann auf den reduzierten Krankheitsdruck, vor allem durch Apfelschorf, zurückgeführt werden (Rühmer, 2023). Während im Folgejahr bei 41,1% der ökologisch angebauten Freilandbäume ein Schorfbefall nachgewiesen wurde, lag dieser Anteil unter APV-Bedingungen lediglich bei 12,9 % (Rühmer, 2023).

Starker Krankheitsbefall kann insbesondere in Jahren mit ausgeprägten Starkwetterereignissen, wie beispielsweise 2024, bei befallenen Apfelbäumen zu erheblichen Ertragsverlusten führen (Statistisches Bundesamt, 2025a). Prognosen gehen davon aus, dass Häufigkeit und Intensität solcher Extremwetterereignisse infolge des Klimawandels in den kommenden Jahren weiter zunehmen werden (*Extreme Weather - NASA Science*, 2023). Daten der European Severe Weather Database zeigen zwischen 2021 und 2024 einen Anstieg der Starkwetterfrequenz um 42%, wobei insbesondere die Häufigkeit von Hagelereignissen um 72% zunahm (ESWD, 2025; Pradhan et al., 2022; Pucik, 2025).

Parallel dazu dokumentieren Daten des Thüringer Ministeriums für Infrastruktur und Landwirtschaft für den Zeitraum 2015–2021 einen Rückgang der durchschnittlichen Apfelserträge im Freilandanbau von etwa 8%(Thüringer MIL, 2021). Setzt sich dieser Trend mit einer jährlichen Abnahme von rund 3-4% fort, könnten im Jahr 2055 im Freilandanbau nur noch etwa 60% des Ertragsniveaus von 2025 erzielt werden.

Ausgeprägte Wetterextreme traten unter anderem in den Jahren 2017, 2018, 2020 sowie zuletzt 2024 auf. Im Jahr 2024 führten Spätfröste und Hagel zunächst zu einer Reduktion des Fruchtansatzes. In der Folge begünstigte eine feucht-kühle Witterung das Auftreten pilzlicher Erkrankungen, deren Befallsrisiko unter APV-Systemen durch den Schutz vor Staunässe nachweislich reduziert ist (Rühmer, 2023; Siekmann, 2024). In Thüringen resultierte dies in einem Ertragsrückgang von etwa 83,1%, während in Sachsen sogar eine Minderung von 92,6% verzeichnet wurde(Statistisches Bundesamt, 2025a).

Auch in den Jahren 2017 und 2020 lagen die Erträge infolge extremer Witterungsbedingungen um rund 40% bzw. 49% unter dem jeweiligen Sechsjahresmittel (top agrar, 2017; Thüringer MIL, 2020). Unter Einbezug der Daten des Jahres 2024 lässt sich somit ein klarer Trend zunehmender Ertragsinstabilität im konventionellen Freilandapfelanbau erkennen, der in Abbildung 22 zusammenfassend dargestellt ist.

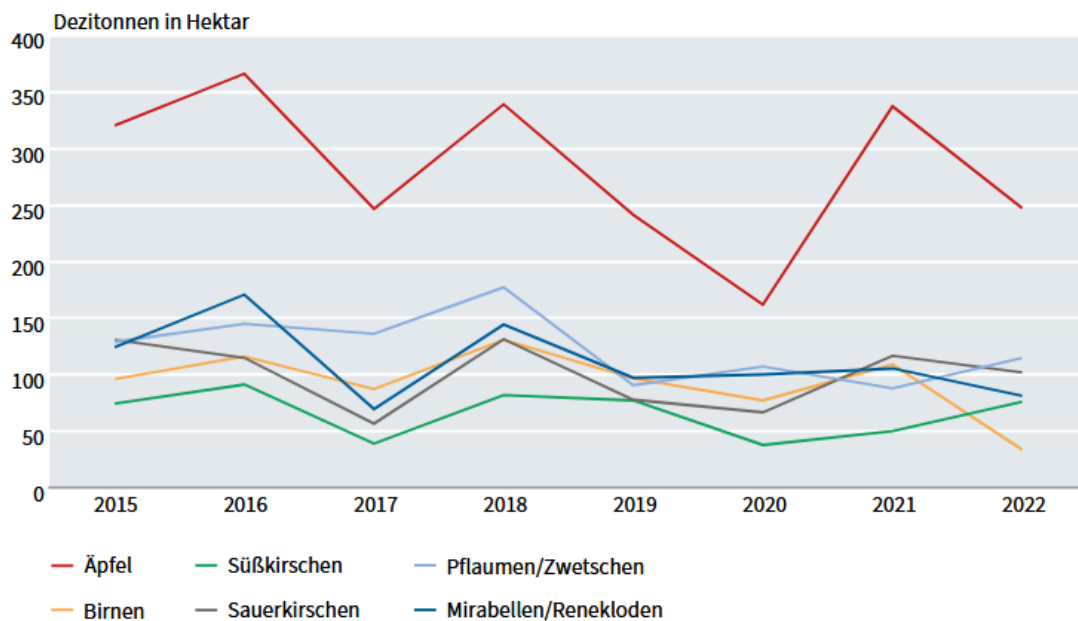


Abbildung 22 Ertragsschwankungen Freiland Obstbau in Deutschland 2015-2022 (Statistisches Bundesamt, 2025a)

Im Mittel kommt es im konventionellen Freilandanbau etwa alle drei bis vier Jahre zu ertragsrelevanten Witterungsereignissen, die einen Rückgang des Apfelertrags um 40–60% gegenüber dem jeweiligen Sechsjahresmittel verursachen. Daraus ergibt sich eine durchschnittliche Eintrittshäufigkeit von etwa 3,5 Jahren pro Ereignis mit einer angenommenen mittleren Ertragsminderung von rund 50%. Über eine betrachtete Anlagen- bzw. Nutzungsdauer von 30 Jahren ist somit mit mindestens acht derartigen Ertragsausfällen im Freilandanbau zu rechnen.

Da unter APV-Systemen ein wesentlicher Teil dieser witterungsbedingten Ertragsverluste durch Schutz vor Hagel, Spätfrost und Staunässe vermieden werden kann, ergibt sich für den hier untersuchten Zeitraum eine kumulierte, durchschnittliche Ertragsminderung des konventionellen Anbaus von etwa 13,3%. Dies entspricht im Median einer relativen Ertragssteigerung von rund 13% für den Apfelanbau unter APV-Bedingungen gegenüber dem Freilandanbau.

Zur Ableitung eines realistischen Ertragswertes für den Apfelanbau unter APV werden im Folgenden die in der Literatur berichtete, Ertragsveränderungen systematisch zusammengeführt und auf dieser Basis eine Prognose der relativen Ertragsentwicklung gegenüber dem konventionellen Freilandanbau vorgenommen. Die zugrunde liegenden Daten sind in Tabelle 7 zusammengefasst.

Tabelle 7 Zusammenfassung der Erkenntnisse aus der Literaturrecherche zu Apfelanbau unter APV

Beobachtete Effekte von APV auf Apfelanbau bei 40-50% Verschattung Verglichen mit Kontrolle O = Organischer-, KP = Kein PSM-, K= Konventioneller- Anbau (gilt auch für Kontrolle)		
Effekt in Prozent	Erwartete Auswirkung	Quelle/ Studie
- 5%	Minderung des Durchschnittlichen Ertrags (K)	(Trommsdorff et al., 2023)

+ 31%	Ertragssteigerung bei Spätfrost (K)	(Juillion et al., 2022)
- 24%	Minderung des Durchschnittlichen Ertrags (K)	
Keine % Angabe	Ertragssteigerung bei Trockenheit (K)	(Boini et al., 2021)
Keine % Angabe	Ertragssteigerung bei Spätfrost (K)	(Dupraz, 2024a; Garrod et al., 2024)
Keine % Angabe	Ertragssteigerung bei Spätfrost (K)	(Lopez et al., 2018; Weselek et al., 2019)
- 25%	Minderung des durchschnittlichen Ertrags (O)	(Impact & Schäfer, 2024)
- 12%	Minderung des durchschnittlichen Ertrags ungeeignete Sorten (O)	(Rühmer, 2023; Rühmer & Steinbauer, 2023)
+ 3,3%	Steigerung des Durchschnittlichen Ertrags geeignete Sorte (O)	
+ 16,8%	Steigerung des durchschnittlichen Ertrags (KP)	
+13,3%	Steigerung des durchschnittlichen Ertrags (O,KP,K)	Eigenen Rechnung nach (Pradhan et al., 2022; ESWD, 2025; Pucik, 2025)

Beim Vergleich der in Tabelle 7 dargestellten Literaturwerte wird eine große Spannweite möglicher Ertragsveränderungen deutlich. Für die nachfolgende Berechnung werden die rot markierten Werte nicht berücksichtigt, da sie entweder auf weniger geeignete Apfelsorten oder auf Extremwettereffekte zurückzuführen sind, die an anderer Stelle separat berücksichtigt werden. Aufgrund der verbleibenden hohen Streuung der Daten wird zunächst ein arithmetischer Mittelwert betrachtet. Methodisch wäre bei Datensätzen mit ausgeprägten Ausreißern zwar die Verwendung des Medians üblich; dieser ergibt für die betrachteten Werte (MEDIAN (-5; -24; -25; 3,3; 16,8; 13,3)) jedoch eine mittlere Ertragsveränderung von lediglich -0,8%.

Diese Berechnung bildet den potenziellen Einfluss einer künftig zunehmenden Häufigkeit von Extremwetterereignissen jedoch nicht ab, da die herangezogenen Literaturdaten überwiegend Momentaufnahmen darstellen. Zudem unterscheiden sich sowohl die Qualität der Quellen als auch die Methoden der Datenerhebung teilweise erheblich. Um die beobachtete Spannweite der Ertragsveränderungen, insbesondere zwischen moderaten (-5%) und starken (-25%) Minderungen, angemessen abzubilden, werden die Literaturwerte daher in negative und positive Ertragserwartungen unterteilt und getrennt ausgewertet.

Die negativen Prognosen werden zunächst gemittelt $((-5 + -24 + -25) / 3 = -18\%)$. Die positiven Prognosen werden unter der Annahme zusammengefasst, dass für die in dieser Arbeit betrachtete Anlage geeignete Apfelsorten gewählt werden und die positiven Synergieeffekte

eines ökologischen bzw. PSM-freien Anbaus unter APV zum Tragen kommen $((+3,3 + +16,8) / 2 = +10,1\%)$. Daraus ergibt sich im ungünstigsten Fall eine Ertragsminderung von rund -18% und im günstigsten Fall eine Ertragssteigerung von etwa +10 %. Der Mittelwert dieser beiden Szenarien entspricht einer Ertragsveränderung von rund -4 %, was gut mit den Ergebnissen von Trommsdorff et al. (2023) übereinstimmt, die Ertragsänderungen von APV-Anlagen in Deutschland untersucht haben (Trommsdorff et al., 2023).

In der genannten Studie wurden jedoch die langfristigen Auswirkungen des Klimawandels und die damit verbundene Zunahme von Extremwetterereignissen nicht berücksichtigt. Wie bereits erläutert, ist auf Basis der Daten der European Severe Weather Database für einen Zeitraum von 30 Jahren mit etwa acht stark ertragsmindernden Wetterereignissen zu rechnen. Abhängig von der Intensität dieser Ereignisse, die in der Vergangenheit Ertragsverluste von 40–60% verursacht haben, ergibt sich ein erheblicher Einfluss auf die langfristige durchschnittliche Ertragsentwicklung im Freilandanbau. Unter Berücksichtigung dieser Effekte kann der Apfelanbau unter APV, wie zuvor dargestellt, eine relative Ertragssteigerung zwischen etwa +10,7% und +16% aufweisen, mit einem Mittelwert von rund +13,3% gegenüber dem Freilandanbau. In Kombination mit der zuvor ermittelten durchschnittlichen Ertragsveränderung (-4%) ergibt sich daraus eine erwartete mittlere Ertragsänderung von etwa +4,65%.

Unter zusätzlicher Einbeziehung der Erkenntnisse aus der Literatur (Lopez et al., 2018; Weselek et al., 2019; Boini et al., 2021; Garrod et al., 2024; Dupraz, 2024a), die insbesondere auf nicht exakt quantifizierbare Ertragsvorteile in Extremwetterjahren (z. B. Frost, Hagel, Hitze) hinweisen, wird für diese Arbeit eine pauschale Ertragssteigerung von 5% angesetzt. Diese Annahme wird als realistisch und konservativ bewertet, da sowohl die Effekte der Verschattung als auch der Sortenwahl noch nicht abschließend erforscht sind und Ertragsverluste im Freiland deutlich über die häufig angenommenen 40–60% hinausgehen können, wie das Jahr 2024 mit Verlusten von über 80% in Thüringen zeigt. In solchen Jahren bietet der Apfelanbau unter APV zudem erhebliche wirtschaftliche Vorteile. Zudem ist aufgrund des starken Rückgangs von Apfelschorfbefall unter APV mit weiteren, positiven Ertragseffekten und verbesserter Qualität zu rechnen (Rühmer, 2023; Rühmer & Steinbauer, 2023).

Auf Grundlage der Daten der ESWD sowie der Klimaprojektionen des IPCC (AR6) ist davon auszugehen, dass Jahre mit einer Häufung für den Freilandanbau besonders ungünstiger Witterungsbedingungen künftig zunehmen werden. Vor diesem Hintergrund erscheint eine angenommene durchschnittliche Ertragssteigerung von 5% unter APV gegenüber dem Freilandanbau als eher vorsichtige Annahme. Bei einem durchschnittlichen Jahresertrag im deutschen ökologischen Apfelanbau von 20,38 t/ha ergeben sich für die betrachtete Fläche von 3 ha rund 61,1 t Äpfel pro Jahr (Statista, 2025). Über einen Zeitraum von 30 Jahren entspricht dies einem Gesamtertrag von 1.834.200 kg im Freilandanbau. Unter Annahme einer Ertragssteigerung von 5% ergibt sich ein Mehrertrag von rund 91.710 kg und damit ein Gesamtertrag von etwa 1.925.910 kg Äpfel unter APV-Bedingungen.

4. Material und Methoden

Im Folgenden werden die in Kapitel 3 beschriebenen Methoden der Ökobilanzierung auf das zuvor dargestellte Fallbeispiel angewendet. Die Untersuchung erfolgt anhand von drei definierten Szenarien, dessen Komponenten im weiteren Verlauf detailliert beschrieben werden. Für die Durchführung der Ökobilanzierung wird die Demoversion der LCA-Software SimaPro verwendet. Diese ist hinsichtlich ihres Funktionsumfangs mit der Vollversion vergleichbar und ermöglicht den Zugriff auf die Datenbanken Ecoinvent 3.12 sowie Agri-footprint 6.3, die aufgrund ihrer hohen Datenqualität und regelmäßigen Aktualisierung häufig in wissenschaftlichen Ökobilanzstudien eingesetzt werden.

SimaPro zählt zu den weltweit am häufigsten genutzten kommerziellen LCA-Softwarelösungen (SimaPro, 2025) und wird auch in für diese Arbeit herangezogenen Studien verwendet. Die Demoversion unterscheidet sich von der Vollversion insbesondere durch die Begrenzung auf 16 Speichervorgänge (SimaPro, 2025). Da jede Änderung an Szenarien oder Prozessen einen Speichervorgang erfordert, ist eine strukturierte und sorgfältige Vorabplanung der Modellierungsschritte notwendig. Diese Schritte orientieren sich an den gemäß ISO 14040 und ISO 14044 definierten Phasen der Ökobilanzierung: Ziel- und Untersuchungsrahmendefinition, Sachbilanz sowie Wirkungsabschätzung. Ergänzend werden im Anschluss relevante Literaturquellen zu Speichertechnologien kurz zusammengefasst.

4.1 Zieldefinition Ökobilanzierung

Ziel dieser Ökobilanzierung ist es, die Umweltwirkungen der Produkte einer Agri-PV Anlage zu quantifizieren und mit zwei alternativen Systemen zu vergleichen, in denen landwirtschaftliche und energetische Produktion räumlich getrennt erfolgen. Betrachtete Produkte sind erzeugter Strom (kWh) und produzierte Äpfel (kg). Zu diesem Zweck werden drei Szenarien definiert und miteinander verglichen.

Die getroffenen Annahmen führen zu spezifischen Einschränkungen, die bei der Ergebnisinterpretation zu berücksichtigen sind. Die modellierte APV-Anlage basiert auf Planungsunterlagen der Firma Zimmermann GmbH für das System Agri-TOP ZAEW2-VT-1P-23-h31b30 und ist für den Obstanbau optimiert. Detaillierte technische Angaben sind in Tabelle 8 und Anhang IV dokumentiert. Fehlende Sachbilanzdaten werden auf Basis von Literaturwerten zu konventionellen PV-Anlagen und landwirtschaftlichen Produktionssystemen ergänzt und durch Daten aus realisierten APV-Projekten sowie bestehenden Ökobilanzstudien plausibilisiert.

Die Studie wurde im Rahmen des Masterstudiengangs Erneuerbare Energien Management an der Fachhochschule Erfurt zur Erlangung des akademischen Grades „Master of Science“ erstellt. Dadurch ist der Zugang zu kostenpflichtigen Datenbanken und professionellen Softwarelösungen eingeschränkt, sodass die Untersuchung als wissenschaftlich fundierte, jedoch in ihrem Umfang begrenzte Entscheidungsunterstützung einzuordnen ist.

Ziel der Arbeit ist es, eine Grundlage für die ökologische Bewertung sowie für die potenzielle Realisierung von APV-Anlagen dieser Art in Thüringen und darüber hinaus zu schaffen. Darüber hinaus sollen zentrale methodische Schritte und relevante Parameter einer praxisnahen Ökobilanzierung aufgezeigt werden. Die Ergebnisse richten sich insbesondere an Akteure des

APV-Netzwerks des SolarInput e. V. aus den Bereichen Wissenschaft, Landwirtschaft, Projektentwicklung, Energiebranche und Verbänden. Aufgrund der Tätigkeit des Autors als studentische Hilfskraft beim SolarInput e. V. kann dieser als Auftraggeber der Untersuchung betrachtet werden.

4.2 Festlegung des Untersuchungsrahmens

Zur Erreichung des definierten Ziels werden drei vergleichbare Szenarien mit identischen Hauptoutputs entwickelt. Alle Systeme beziehen sich auf eine Fläche von 3 ha und weisen eine installierte Leistung von 4.262,5 kWp auf. Bei einer mittleren jährliche Globalstrahlung von rund 1.100 kWh/(m²·a) für den Standort Nord Ost Thüringen ergibt dies einen Gesamtoutput über die Lebenszeit von 30 Jahren von 115.421.286,9 kWh (siehe Kapitel 4.3.1). Ein Weiterer Output ist eine biologische Apfelproduktion auf 3 ha über einen Betrachtungszeitraum von 30 Jahren (Zimmermann und Zupar, personal communication, October 1, 2025)

Szenario 1 beschreibt eine APV-Anlage, in der Stromerzeugung und Apfelproduktion kombiniert auf derselben Fläche erfolgen. Szenario 2 betrachtet eine räumlich getrennte Erzeugung von PV-Strom und Äpfeln auf separaten Flächen, wobei identische jährliche Outputs wie in Szenario 1 erreicht werden (vgl. Kapitel 4.3). In Szenario 3 wird auf eine PV-Anlage am betrachteten Standort vollständig verzichtet; die Stromversorgung erfolgt hier über den durchschnittlichen deutschen Strommix, während ausschließlich die landwirtschaftliche Produktion standortbezogen modelliert wird.

Durch diese Systemabgrenzung entstehen drei funktional äquivalente Systeme mit identischen Outputs. Dadurch wird ein direkter Vergleich zwischen dem innovativen APV-Ansatz (Szenario 1) und konventionellen Produktionssystemen (Szenarien 2 und 3) ermöglicht. Die im Folgenden beschriebenen Szenarien bilden die Grundlage für den Untersuchungsrahmen der Ökobilanz und definieren zentrale Parameter wie die funktionelle Einheit sowie die Systemgrenzen.

4.2.1 Funktionelle Einheit

Auf Grundlage der in Kapitel 4.2 beschriebenen Szenarien sowie der methodischen Vorgaben aus Kapitel 3 wird im Folgenden die Wahl der funktionellen Einheit für die Ökobilanzierung begründet. Die funktionelle Einheit stellt gemäß ISO 14040/14044 die Referenzgröße zur Normalisierung der Ergebnisse der Wirkungsabschätzung dar und ermöglicht den Vergleich von Systemen mit unterschiedlichen Inputs und Prozessstrukturen (Frischknecht, 2020).

In der Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Produktionssysteme werden funktionelle Einheiten häufig über die Masse der Endprodukte (z. B. kg), über energetische oder ernährungsbezogene Kenngrößen definiert. Für Agri-PV-Systeme sind diese Ansätze jedoch nur eingeschränkt geeignet, da zentrale Systemfunktionen wie die Stromerzeugung nicht adäquat berücksichtigt werden (Leon & Ishihara, 2018a).

Da im Rahmen dieser Arbeit ein Schwerpunkt auf der Bewertung der Stromproduktion der PV-Systeme bzw. des deutschen Strommixes liegt, wird in Anlehnung an Frischknecht et al. (2020) die funktionelle Einheit 1 kWh erzeugter Strom gewählt. Diese ermöglicht einen technologieübergreifenden Vergleich unterschiedlicher Stromerzeugungssysteme.

Ergänzend werden in Anlehnung an Pascaris et al. (2021) sowie Busch und Wydra (2024) zwei funktionelle Einheiten definiert: 1 kWh Strom sowie 1 kg Äpfel pro Jahr. Diese basieren auf den in den folgenden Kapiteln ermittelten Systemoutputs und werden für jedes Szenario auf die jeweilige funktionelle Einheit normiert. Auf diese Weise wird der Multiple-Output-Charakter der untersuchten Systeme angemessen abgebildet.

Dieses Vorgehen weicht von klassischen Single-Output-LCA-Ansätzen ab, ist jedoch methodisch gerechtfertigt, da alle Szenarien identische Outputmengen liefern. Eine Allokation zwischen den Produkten wird durch eine Systemerweiterung vermieden (vgl. Abbildung 20). In den Szenarien 2 und 3 werden daher zwei separate Ökobilanzierungen durchgeführt, deren Ergebnisse abschließend aggregiert werden (Pascaris et al., 2021).

4.2.3 Produktsystem und Systemgrenze

Gemäß DIN EN ISO 14044 werden Produktsysteme grundsätzlich in die Phasen Rohstoff- und Materialbereitstellung, Herstellung, Nutzung sowie Entsorgung untergliedert. Für Agri-Photovoltaik-Systeme liegen bereits verschiedene Produktsystemdefinitionen vor, unter anderem bei Leon und Ishihara (2018b) für APV-Anlagen mit Tomatenanbau. Diese Studie folgt, ähnlich einem Großteil der bestehenden Literatur, einem Cradle-to-Gate-Ansatz und schließt Entsorgungs- und Recyclingszenarien aus.

Diese Abgrenzung ist insbesondere auf die weiterhin unzureichende Datenlage zu End-of-Life-Prozessen von PV-Modulen zurückzuführen. Während für einzelne Anlagenkomponenten grundsätzlich Entsorgungs- und Recyclingpfade existieren, bestehen insbesondere bei elektronischen Bauteilen und Steuerungselementen erhebliche Unsicherheiten hinsichtlich Rückgewinnungsquoten und Umweltwirkungen. Zusätzlich erhöht der Umgang mit Lebensmittelresten, Lagerverlusten sowie nicht vermarkteten Produkten die Komplexität der End-of-Life-Modellierung landwirtschaftlicher Erzeugnisse erheblich (Leon & Ishihara, 2018b).

In Anlehnung an Leon und Ishihara (2018b), Busch und Wydra (2024) sowie Krexner (2024) wird daher auch in der vorliegenden Arbeit ein Cradle-to-Gate-Ansatz angewendet. Im Folgenden werden die Systemgrenzen für die landwirtschaftliche Produktion (Apfelanbau) sowie für die Stromerzeugung mittels Photovoltaik definiert.

Systemgrenze der Apfelproduktion

Die Systemgrenze der Apfelproduktion orientiert sich an etablierten agrarökologischen Ökobilanzstudien (Johansson, 2015; Goossens et al., 2017; Le Féon et al., 2023; Cheng et al., 2025) und umfasst die Material- und Energieflüsse der folgenden Prozessschritte:

- Kraftstoffe für landwirtschaftliche Maschinen (Pflanzung, Bewirtschaftung und Ernte)
- Bodenbearbeitung und Pflanzung
- Biologischer Pflanzenschutz
- Düngung (Mist- und Kompostdüngung)
- Bewässerung

In der Mehrzahl der Ökobilanzstudien zur Apfelproduktion wird ebenfalls ein Cradle-to-Gate-Ansatz angewendet (Stadig, 2001; Johansson, 2015; Goossens et al., 2017; Cheng et al., 2025), da nachgelagerte Prozesse wie Weiterverarbeitung, Verpackung, Lagerung und Distribution stark produkt- und standortabhängig variieren und hierfür häufig keine belastbaren Daten vorliegen. Diese Prozessschritte werden in der Regel nur dann berücksichtigt, wenn konkrete Endprodukte wie Apfelmus oder Apfelsaft untersucht werden (Le Féon et al., 2023). Da der Fokus der vorliegenden Arbeit ausschließlich auf der landwirtschaftlichen Primärproduktion liegt, werden alle Prozesse nach der Ernte als Abschneidekriterien definiert und nicht in die Analyse einbezogen.

Systemgrenze der PV-Stromerzeugung

Das Produktsystem der Photovoltaik-Stromerzeugung wird auf Grundlage der „Methodology Guidelines on Life Cycle Assessment of Photovoltaic“ von Frischknecht et al. (2020) definiert. Für die Phasen Rohstoffgewinnung und Herstellung werden die folgenden Teilbereiche berücksichtigt:

- Rohmaterialien und Energieversorgung
- Herstellung der PV-Module
- Herstellung der Unterkonstruktion
- Herstellung der Kabel und elektrischen Komponenten
- Herstellung der Wechselrichter
- Herstellung weiterer Komponenten zur Stromerzeugung und Netzanbindung

Da der erzeugte Strom im betrachteten System primär zur Eigenversorgung bzw. zur Umwandlung in weitere Produkte (z. B. H_2 oder NH_3 , die jedoch nicht Teil der vorliegenden LCA sind) genutzt wird, entfällt die Betrachtung der Netzeinspeisung. Eine Einbeziehung wäre zudem methodisch schwer vergleichbar, da gespeicherte Energie nicht zwangsläufig wieder in elektrische Energie rückverwandelt wird.

Zusätzlich werden der Transport der Komponenten zum Anlagenstandort sowie der Bau und die Installation der Anlage einschließlich Fundamente und Tragstrukturen berücksichtigt. Die Nutzungsphase umfasst folgende Prozessschritte:

- Hilfsstrombedarf
- Reinigung der Module
- Wartung sowie Reparatur- und Ersatzmaßnahmen

Frischknecht et al. (2020) definieren darüber hinaus noch End-of-Life-Prozesse wie Rückbau, Demontage, Transporte, Abfallaufbereitung, Recycling sowie die Entsorgung nicht recycelbarer Komponenten.

Diese Prozessschritte werden grundsätzlich als relevant angesehen, jedoch in Anlehnung an vergleichbare APV-Studien (Leon & Ishihara, 2018b; Pascaris et al., 2021; Busch & Wydra, 2024; Krexner et al., 2024) weiter berücksichtigt und ebenfalls als Abschneidekriterien definiert. Andere

Studien, wie Whiting et al. (2025), verfolgen zwar einen Cradle-to-Grave-Ansatz, weisen jedoch vergleichbare Unsicherheiten hinsichtlich der End-of-Life-Modellierung auf.

Da sowohl die landwirtschaftliche Produktion als auch die Stromerzeugung vergleichbare Systemgrenzen aufweisen sollen, wird für beide Teilsysteme ein einheitlicher Cradle-to-Gate-Ansatz gewählt. Dies gewährleistet eine konsistente Bewertung der untersuchten Szenarien und legt den analytischen Schwerpunkt auf die Flächennutzung sowie auf bodenbezogene Effekte der APV-Anlage. Weitere Tätigkeiten wie Verwaltungsaufwand, Marketing, Forschung und Entwicklung sowie Arbeitswege werden als nicht wesentlich eingestuft und daher als Abschneidekriterien definiert.

Gemäß DIN EN ISO 14044 liegt der Fokus innerhalb des APV-Systems auf der landwirtschaftlichen Produktion, wobei die Apfelproduktion als Hauptprodukt definiert wird. Die Stromerzeugung stellt ein Nebenprodukt dar (Busch & Wydra, 2024; Leon & Ishihara, 2018b). Der zeitliche und technologische Geltungsbereich der PV-Technologie umfasst marktreife Systeme mit Leistungskennwerten aus dem Zeitraum 2018 bis 2024. Die verwendeten Hintergrunddaten basieren auf Datensätzen der Jahre 2014 bis 2024.

Der geografische Fokus der Untersuchung liegt auf Thüringen und Deutschland. Für einzelne vorgelagerte Herstellungsprozesse werden jedoch auch internationale Produktionsstandorte berücksichtigt, sofern diese in den verwendeten Datenbanken abgebildet sind.

Abbildung 23 stellt die Systemgrenze des ersten Szenarios dar. Szenario 2 unterscheidet sich hiervon ausschließlich durch das Fehlen des Überdachungs- und Schutzeffekts der PV-Module. In Szenario 3 wird die PV-Stromerzeugung vollständig durch Strom aus dem deutschen Strommix (2024) ersetzt, basierend auf Datensätzen der Ecoinvent-Datenbank Version 3.12

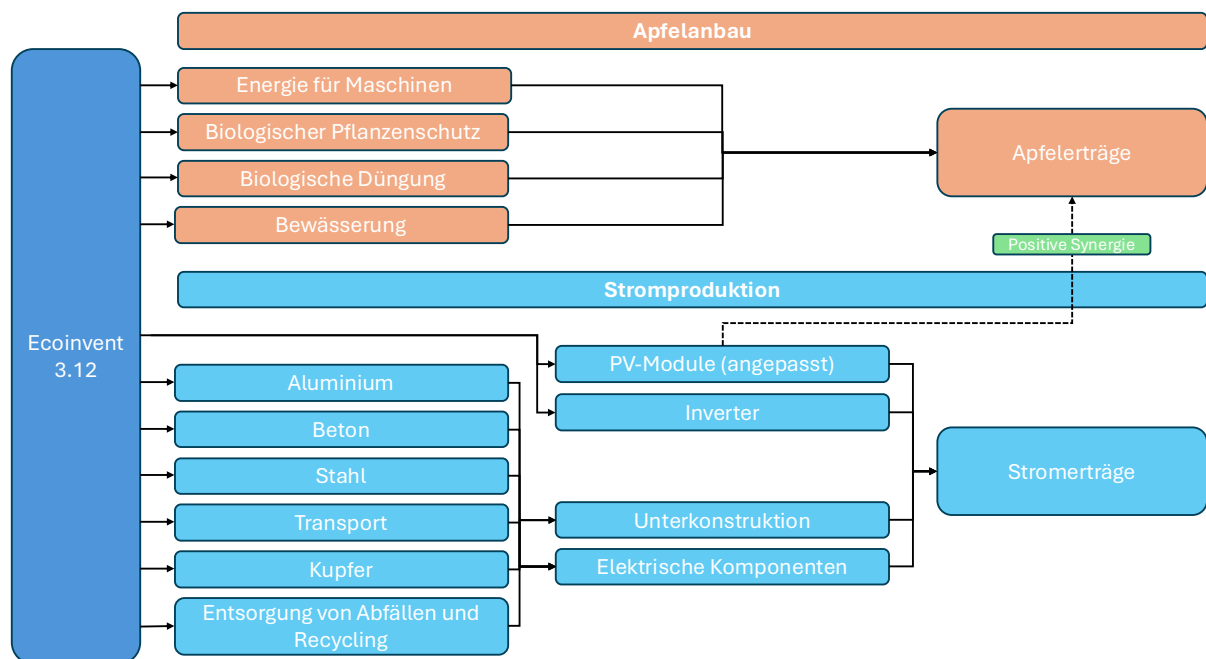


Abbildung 23 Systemgrenze der Szenarien (Eigene Darstellung)

4.2.4 Methode zur Wirkungsabschätzung

Zur Bewertung der Umweltwirkungen von Photovoltaik-Systemen wird in dieser Arbeit nach Frischknecht et. al. (2020) die Verwendung von Midpoint-Indikatoren gemäß des Product and Organisation Environmental Footprint (EF) -Frameworks Version 3.1 der Europäischen Kommission herangezogen. Die EF-Methodik verfolgt das Ziel, eine harmonisierte, transparente und international vergleichbare Vorgehensweise für Wirkungsabschätzungen im Rahmen von Ökobilanzierungen bereitzustellen (Fazio et al., 2018). Die ursprünglich im Jahr 2013 veröffentlichten Vorgaben wurden 2018 durch Fazio et al. aktualisiert und finden bereits Anwendung in Ökobilanzstudien zu Agri-Photovoltaik-Systemen, unter anderem bei Agostini et al. (2021), Busch and Wydra (2024) und in Teilen bei Krexner et. al. (2024). Vor diesem Hintergrund wird die EF-Methode auch für die vorliegende Untersuchung als geeignet angesehen.

Die in dieser Studie betrachteten Wirkungskategorien und zugehörigen Indikatoren sind in Tabelle 8 dargestellt. Die ermittelten Ergebnisse stellen keine direkten Messungen realer Umweltwirkungen dar, sondern quantifizieren potenzielle Umweltbelastungen auf Basis modellhafter Annahmen. Die Aussagekraft der Ergebnisse ist somit an die jeweiligen Systemgrenzen, Datenquellen und methodischen Randbedingungen gebunden (Hengstler et al. 2021).

In dieser Arbeit wird bewusst auf die Verwendung von Endpoint-Indikatoren verzichtet. Zwar ermöglichen Endpoint-Indikatoren eine Zusammenführung mehrerer Wirkungskategorien zu aggregierten Schadensmaßen, beispielsweise für menschliche Gesundheit oder Ökosysteme, sie sind jedoch mit zusätzlichen Unsicherheiten verbunden. Diese ergeben sich insbesondere aus der Notwendigkeit normativer Annahmen, der stärkeren Modellierungstiefe sowie der teilweise eingeschränkten Transparenz der Ursache-Wirkungs-Beziehungen. Midpoint-Indikatoren gelten demgegenüber als robuster, besser nachvollziehbar und wissenschaftlich belastbarer, insbesondere bei vergleichenden Studien und bei der Analyse einzelner Prozessschritte entlang des Lebenszyklus (Fazio et al., 2018; Leon & Ishihara, 2018c).

Zur besseren Strukturierung der Ergebnisse werden die betrachteten Wirkungskategorien den Bereichen Klima, menschliche Gesundheit, Ökosysteme und Ressourcen zugeordnet. Diese Einteilung dient der Übersichtlichkeit und der erleichterten Interpretation der Ergebnisse. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass einzelne Wirkungskategorien potenziell mehrere Umweltbereiche beeinflussen können und Wechselwirkungen zwischen den Kategorien bestehen.

Tabelle 8 Wirkungskategorien und zugehörige Indikatoren

Wirkungskategorie / Damage Kategorie	Bedeutung / Erläuterung	Einheit
Klima relevante Wirkungskategorien		
Climate change	Gibt das Treibhauspotential über 100 Jahre an, gemessen als Strahlungsantrieb; beschreibt die langfristige Erwärmung der Atmosphäre durch Emissionen von CO ₂ -Äquivalenten.	kg CO ₂ -Äq

<i>Ionising radiation</i>	Bewertet die exponierte Strahlungs-dosis im Verhältnis zu Uran-235; zeigt die potenziellen Auswirkungen radioaktiver Emissionen auf die Gesundheit.	kBq U-235-Äq
<i>Ozone depletion</i>	Misst das Potenzial für den Abbau der stratosphärischen Ozonschicht, was zu höherer UV-Strahlung an der Erdoberfläche führt.	kg CFC-11-Äq
<i>Photochemical ozone formation</i>	Beschreibt die Zunahme bodennahen Ozons (Sommersmog), der Atemwegs- und Gesundheitsprobleme verursachen kann.	kg NMVOC-Äq
Gesundheitlich relevante Wirkungskategorien		
<i>Particulate matter</i>	Bewertet die Auswirkungen von Feinstaub-Emissionen auf die menschliche Gesundheit (z. B. Atemwegserkrankungen).	disease incidence
<i>Human toxicity, cancer</i>	Gibt die potenziellen gesundheitlichen Risiken aufgrund krebserzeugender Stoffe für den Menschen an.	CTUh
<i>Human toxicity, non-cancer</i>	Bewertet gesundheitliche Risiken durch toxische Stoffe, die nicht direkt krebserregend sind.	CTUh
Ökosystem relevante Wirkungskategorien		
<i>Acidification</i>	Misst die Ansammlung von Säuren in Umweltmedien (z. B. Boden, Wasser), die zu pH-Änderungen und Schädigung von Ökosystemen führen kann.	mol H ⁺ -Äq
<i>Ecotoxicity, freshwater</i>	Vergleichsmaß für die toxischen Wirkungen von Emissionen auf aquatische Ökosysteme.	CTUe
<i>Eutrophication, marine</i>	Anteil der eingetragenen Nährstoffe, der das marine Ökosystem erreicht und zu übermäßigem Algenwachstum beitragen kann.	kg N-Äq
<i>Eutrophication, freshwater</i>	Anteil der eingetragenen Nährstoffe, der das Süßwassersystem erreicht; phosphor-limitiert.	kg P-Äq
<i>Eutrophication, terrestrial</i>	Akkumulierte Überschreitung kritischer Stickstoffwerte im terrestrischen Ökosystem; kann Boden- und Pflanzenprozesse beeinträchtigen.	mol N-Äq

Ressourcen relevante Wirkungskategorien		
Land use	Aggregierter Index der Auswirkungen von Landnutzung auf Bodenqualität (z. B. Bodenfruchtbarkeit, Erosionsrisiko, Filtration, Grundwasserneubildung).	pt
Resource use, fossils	Abiogene Ressourcendepletion fossiler Energieträger; zeigt Verbrauch von Kohle, Öl, Gas an.	w
Resource use, minerals and metals	Abiogene Ressourcendepletion von mineralischen und metallischen Reserven (z. B. Sb-Äquivalente).	kg Sb-Äq
Water use	Bewertet den „User Deprivation Potential“ – das relative Risiko, dass Wasserentnahme zu einem Wassermangel in Regionen führt.	m ³ welt-Äq

4.2.5 Datentypen, Datenquellen und Anforderungen an die Datenqualität

In der vorliegenden Ökobilanzierung werden Datensätze unterschiedlicher Herkunft und Qualität kombiniert. Für die Modellierung der Apfelproduktion werden sowohl für Vordergrund- als auch für Hintergrundprozesse vorwiegend die Angaben der verwendeten Ökobilanzdatenbank herangezogen. Für die PV-Anlage werden, soweit frei verfügbar, herstellerspezifische Primärdaten genutzt. Nicht verfügbare Informationen werden durch Datensätze der Datenbank ergänzt, die teils ältere Referenzjahre aufweisen und daher nur bei fehlenden Hersteller- oder Literaturangaben Anwendung finden. Hierbei ist zu bemerken, dass viele Daten im Jahr 2024 aktualisiert und angepasst wurden (vgl. Ecoinvent 3.12)

Da sich verfügbare Datensätze überwiegend auf konventionelle Freiflächen-PV-Anlagen beziehen, werden diese durch Ergebnisse bestehender Ökobilanzstudien zu APV-Systemen ergänzt und, sofern erforderlich, an die Besonderheiten von APV-Anlagen angepasst (Agostini et al., 2021; Pascaris et al., 2021; Busch & Wydra, 2024; Krexner et al., 2024; Whiting et al., 2025). Die Verwendung identischer Datenquellen und Annahmen in allen betrachteten Szenarien stellt die methodische Konsistenz sicher.

Zur Gewährleistung der Transparenz und Reproduzierbarkeit werden sämtliche Datenquellen, Annahmen und Anpassungen systematisch dokumentiert. Die Modellierung der geplanten Anlage basiert auf Planungsdaten der Firma Zimmermann GmbH und Co KG sowie Zupar GmbH und dem SolarInput e.V. und wird, wo nötig, durch repräsentative wissenschaftliche, durchschnittliche Literatur- und Industriedaten ergänzt.

4.2.6 Vergleichbarkeit der Systeme

Zur Sicherstellung der Vergleichbarkeit werden alle betrachteten Szenarien auf dieselbe funktionelle Einheit bezogen und gemäß den in Kapitel 4.2.1 und 4.3 beschriebenen Annahmen modelliert. Die Anforderungen an Datenqualität, Datenherkunft und Dokumentation sind für alle Szenarien identisch und entsprechen den in Kapitel 4.2.5 festgelegten Kriterien.

4.2.7 Kritische Überprüfung

Die durchgeführte Ökobilanzierung dient der internen Bewertung und Abschätzung der Umweltwirkungen einer potenziellen Agri-Photovoltaik-Anlage. Ziel ist der Vergleich mit einer getrennten Stromerzeugung in einer konventionellen Freiflächen-PV-Anlage, der konventionellen Bio-Äpfelproduktion sowie mit einer Strombereitstellung auf Basis des deutschen Strommixes von 2024. Ein externer Vergleich der Ergebnisse ist nicht vorgesehen. Aus diesem Grund wird auf eine ISO-konforme kritische Überprüfung verzichtet. Die Ergebnisse werden jedoch im Rahmen der Begutachtung zur Erlangung des akademischen Grades „Master of Science“ überprüft.

4.3 Modellierung der Szenarien

4.3.1 Szenario 1 „Stromproduktion mit Agri-PV und integriertem Äpfelbau“

Szenario 1 basiert auf einer für den Standort Bad Klosterlausnitz im Nordosten Thüringens geplanten, hochaufgeständerten Agri-Photovoltaikanlage. Die Anlage ist speziell für den integrierten Äpfelbau konzipiert und weist eine Unterkantenhöhe der Module von 3,1 m über Geländeoberkante auf. Damit entspricht sie gemäß DIN SPEC 91434, wie bereits in Kapitel 2.2 beschrieben, einer APV-Anlage der Kategorie 1.

Die Reihenabstände der tragenden Pfeiler betragen 3,0 m und orientieren sich damit an der konventionellen Praxis des intensiven Äpfelbaus. Im konventionellen Anbau liegen die Abstände typischerweise bei 2,8–3,4 m zwischen den Reihen sowie 0,6–1,0 m innerhalb der Reihen (Baumschule Oberhofer, 2025). Die Pflanzung erfolgt zwischen den Pfeilerreihen der APV-Unterkonstruktion. Dadurch kann der landwirtschaftliche Flächenverlust als vernachlässigbar angesehen werden. Zwar beansprucht die Unterkonstruktion physisch Raum, dieser überschneidet sich jedoch weitgehend mit den ohnehin notwendigen Pflanzabständen.

Die Pfeiler werden mittels Rammverfahren im Boden verankert, wodurch eine zusätzliche Versiegelung vermieden und eine signifikante Beeinträchtigung des Bodengefüges minimiert wird. Dies ist insbesondere im Hinblick auf die Einhaltung der Anforderungen der DIN SPEC 91434 von hoher Relevanz. Das Gesamtsystem ist für eine Fläche von rund 3 ha ausgelegt und erreicht eine installierte Leistung von etwa 4,26 MWp.

Unter Bezugnahme auf Scharf et al. (Scharf et al., 2021) wird ein spezifischer Stromertrag von 1.100 kWh/kWp angesetzt. Bei einer installierten Leistung von 4.262 kWp ergibt sich daraus ein jährlicher Stromertrag von rund 4.620 MWh/a. Zur Realisierung dieser Erträge werden semitransparente Solarmodule des Typs Eurener Agro 260–275 W PERC eingesetzt. Die Module sind bifazial in Ost-West-Ausrichtung mit jeweils 15° Neigungswinkel installiert und weisen eine Lichttransmissionsrate von etwa 50% auf, um eine ausreichende photosynthetisch aktive Strahlung für den Äpfelbau unter den Modulen sicherzustellen (Abbildung 24 sowie Anhang IV).



Abbildung 24 APV-System ZAEW2 (Zimmermann GmbH & Co. KG)

Die Auswahl der Module stellt eine Anpassung gegenüber dem ursprünglichen Grundkonzept der Firma Zimmermann dar, welches noch von lichtundurchlässigen Modulen ausging. Die Module der Firma Eurener wurden im Rahmen eines Telefonats am 09.10.2025 als technisch geeignete Alternative benannt. Für die betrachtete Fläche von rund 3 ha werden demnach etwa 15.500 Module installiert, um die geplante Nennleistung von 4.262 kWp zu erreichen. Die Berechnung der Modulfläche ist in den Gleichungen (R1) und (R2) dargestellt:

$$(R1) \text{ Modulfläche} = 1,716 \text{ m} \times 1,128 \text{ m} = 1,9356 \text{ m}^2$$

$$(R2) \text{ Gesamtmodulfläche} = 15.500 \times 1,9356 \text{ m}^2 = 30.002,54 \text{ m}^2$$

Als Wechselrichter werden insgesamt acht Geräte mit einer Nennleistung von jeweils 500 kW modelliert. Diese Wahl erfolgt vor dem Hintergrund, dass in der Datenbank ecoinvent v 3.12 ausschließlich 500-kW-Wechselrichter mit sehr detaillierten und komplexen Sachbilanzen enthalten sind, deren Anpassung den Rahmen dieser Arbeit überschreiten würde.

Während der Nutzungsphase der Wechselrichter treten grundsätzlich Wirkungsgradverluste sowie ein Nachtstromverbrauch auf, die in der Sachbilanz zu berücksichtigen sind. Da Wirkungsgradverluste bereits über die Performance Ratio des Gesamtsystems abgebildet werden, wird die Nutzungsphase gemäß Hengstler et al. (2021) ausschließlich über den Nachtstromverbrauch modelliert. Hierbei wird von 4.380 Nachtstunden pro Jahr ausgegangen. Auf Basis von Herstellerangaben der Firma ABB beträgt der Nachtstromverbrauch eines 500-kW-Inverters etwa 66 W (ABB, 2014). Daraus ergibt sich ein jährlicher Strombedarf von 289,08 kWh bzw. ein Gesamtverbrauch von 8.672,4 kWh über die betrachtete Nutzungsdauer von 30 Jahren pro Inverter.

Für die installierte Anlagenleistung von 4.262 kWp werden rechnerisch etwa 8,53 Inverter benötigt, sodass ein gesamter Nachtstromverbrauch von 73.975,57 kWh über 30 Jahre anzusetzen ist. Dieser Strombedarf wird durch den deutschen Strommix gedeckt.

Die detaillierten technischen Daten zur Unterkonstruktion, zu den PV-Modulen sowie zu den verwendeten Bauelementen sind in Anhang I-II dokumentiert. Die Angaben zur Unterkonstruktion und zum Gesamtsystem stammen von der Zimmermann PV-Stahlbau GmbH & Co. KG für das Montagesystem ZAEW2-VT-1P-23-h31b30 (Anhang IV, Abb. 24). Diese Daten wurden über Netzwerkpartner des SolarInput e. V. sowie der Zupar GmbH bereitgestellt und ausschließlich für diese wissenschaftliche Untersuchung zur Verfügung gestellt. Aus Gründen des Schutzes von Betriebs- und Geschäftsgeheimnissen sind einzelne Angaben im Anhang geschwärzt.

Wie aus Tabelle 9 hervorgeht, werden für die Unterkonstruktion pro Quadratmeter Modulfläche 8,86 kg Stahl eingesetzt. Weitere Angaben zu zusätzlichen Materialien, wie beispielsweise Verpackungsmaterialien, Aluminiumkomponenten oder sonstigen Stoffen, sind in den vorliegenden Bauplänen nicht enthalten. Auch im Rahmen eines telefonischen Austauschs mit dem Hersteller am 09.10.2025 konnten hierzu keine weiterführenden Informationen eingeholt werden.

Aus diesem Grund wird der ermittelte Stahlbedarf von $8,86 \text{ kg/m}^2$ des Gerüstsystems der Zimmermann GmbH mit dem Referenzwert nach Frischknecht et al. (2015) (laut Ecoinvent 3.12 2020 aktualisiert) verglichen. Letzterer setzt für eine standardisierte Freiflächen-Photovoltaikanlage einen Stahlbedarf von $7,457 \text{ kg/m}^2$ an, wobei die zugrunde liegenden Datensätze in der *ecoinvent*-Datenbank Version 3.12 neben Stahl auch weitere Materialien und Prozesse enthalten. Durch den Vergleich der Stahlmengen kann ein Anpassungsfaktor berechnet werden, der auf sämtliche im Bauplan nicht explizit ausgewiesenen Material- und Prozessbilanzen dieses Systembestandteils in SimaPro angewendet wird. Der ermittelte Anpassungskoeffizient beträgt 0,1882. Um diesen Wert werden die Material- und Prozessbilanzen skaliert.

Tabelle 9 Materialliste Zimmermann GmbH APV Montagesystem ZAEW2-VT-1P-23-h31b30

Pro Pfeiler Reihe						
Bauteil	Name	Material	Stückzahl	Gewicht pro Einheit in kg	Gewicht gesamt in kg	Dimensionierung in mm
ZAEW rafter 1P	S350GD	Verzinkter Stahl	2	12,05	24,1	80x40x3 auf Länge=2396
Interconnects 15°	S355J2H	Verzinkter Stahl	1	0,52	0,52	/
Middle clamp U B=19	A W - 6060 T66	Verzinkter Stahl	2	1,09	2,18	40x13,5x3
Strut with slotted hole	S350GD	Verzinkter Stahl	2	2,17	4,34	30x30x2
Stand tube ZAEW on pile V	S350GD	Verzinkter Stahl	2	14,09	28,18	60x60x2,5
Pile V (Rammfundament)	S350GD	Verzinkter Stahl	2	14,34	28,68	V93x2,75
Gesamt In kg					88	
Zusätzliches Material gerechnet auf eine Länge von 24,87m (beidseitig)						
Horizontal rail C	S550GD	Verzinkter Stahl	6	28,61	171,66	90*60*2
Rail U for wind-bracing	S550GD	Verzinkter Stahl	4	6,18	24,72	20x35x20x2
DIN 931 Bolzen	Hex bolt HDG	Verzinkter Stahl	72	0,083	5,98	8.8x 12 x 90
Größe Pro Reihen-Cluster (RC) →: 1 Cluster = Eine Reihe(24,87 m Länge, 5,308 m Breite, [10 cm Abstand von C zu C]) X 6 (6 Reihen) = 1 RC*					Material pro RC in Kg	Fläche pro RC in m²
Gesamt Material Gewicht an verzinktem Stahl pro RC					705,66	132,01
Anzahl RC auf 3 ha APV-Anlage					227,26	
Für Gesamte APV-Anlage bei 227 RC						
Gesamt Material Gewicht an Verzinktem Stahl auf Gesamte Anlage in { kg }					263.211,18	*Siehe Bauzeichnung in Anhang IV. 1 X Reihe = 2 Pfeiler +Verbindungs-Elemente
Gesamt Material Gewicht an Verzinktem Stahl in { kg Pro m² }					8,86	
Verhältnismäßiger höherer Material Aufwand In % APV vs. FFPV bei Material (Stahl) pro m² FFPV=7,457 kg (Frischknecht et al., 2015)					18,82	

Für die Wirkungsabschätzung der einzelnen Komponenten im Rahmen der Ökobilanzierung sind weitere systemübergreifende Parameter festzulegen. Diese gelten sowohl für Szenario 1 (APV) als auch für Szenario 2 (FFPV). Hierzu zählen insbesondere die Nutzungsdauer der Gesamtanlage (30 Jahre), die Lebensdauer der verbauten Komponenten, die Wirkungsgrade von Modulen und Wechselrichtern, die Performance Ratio, die standortspezifische Sonneneinstrahlung sowie die jährlichen Degradationsverluste.

Zur Verbesserung der Vergleichbarkeit von Ökobilanzen von PV-Systemen veröffentlicht die Arbeitsgruppe des IEA Photovoltaic Power Systems Programme (PVPS) standardisierte Empfehlungen für diese Parameter. Diese werden unter anderem in Frischknecht et al. (2020) beschrieben und dienen auch in dieser Arbeit als Grundlage für die Modellierung. Eine Übersicht der angesetzten Parameter ist in Tabelle 10 dargestellt. Die spezifischen Wirkungsgrade der eingesetzten Module und Wechselrichter werden herstellerspezifisch übernommen (Frischknecht et al., 2020).

Tabelle 10 Nutzungsdauer und Wirkungsgrade PV-Anlage

Nutzungsdauer			
Bauteil /system	Spezifische Nutzungsdauer	Einheit	Quelle
Module	30	a	(Frischknecht et al., 2020)
Inverter	30	a	
Unterkonstruktion	30-60	a	
Kabel / Elektrische Komponenten	30-40	a	
Performacne Ratio			
Für FFPV Anlagen	0,8	/	(Frischknecht et al., 2020)
Degradation			
FFPV Anlage	0,7	%/a	(Frischknecht et al., 2020)
Sensitivitätsanalyse	0,5	%/a	
Wirkungsgrad			
Module	14,2	%	(Eurener energia solar, 2025)
Inverter	98,5	%	(ABB, 2014)

Der über die Nutzungsdauer erzielbare Stromertrag wird auf Grundlage der zuvor definierten Parameter gemäß Hengstler et al. (2021) wie folgt berechnet:

Stromertrag pro m² Modulfläche über die Nutzungsdauer =

(Modulwirkungsgrad × Performance Ratio × Nutzungsdauer × standortspezifische Sonneneinstrahlung) – kumulierte Degradationsverluste

Für den Standort Bad Klosterlausnitz wird eine mittlere jährliche Globalstrahlung von rund 1.100 kWh/(m²·a) angesetzt (Global Solar Atlas, 2025). Dieser Wert entspricht den regional gemittelten Daten für Thüringen (u. a. Arnstadt, Eisenach, Erfurt, Gotha, Nordhausen und Weimar) im Zeitraum 2010–2020 und wurde mittels des Global Solar Atlas ermittelt. Unter Einsetzung der in Tabelle 10 aufgeführten Parameter ergibt sich folgende Berechnung:

$$(R3) 0,142 \times 0,825 \times 30 \times 1.100 - 0,005 \times 3.780 = 3.847,05 \text{ kWh/m}^2$$

Damit ergibt sich ein Gesamtstromertrag von 3.847,05 kWh/m² über die Nutzungsdauer. Bezogen auf eine installierte Modulfläche von 30.002,54 m² resultiert ein jährlicher Stromertrag von 3.847.376,23 kWh. Über einen Betriebszeitraum von 30 Jahren entspricht dies einem Gesamtertrag von 115.421.286,90 kWh.

Das Nutzungsszenario des erzeugten Stroms ist zum aktuellen Planungsstand noch nicht abschließend definiert, da sich die Anlage in einer frühen Projektphase befindet (Telefonat Zupar und Zimmermann vom 09.10.2025). Es ist vorgesehen, einen Teil des Stroms direkt vor Ort im landwirtschaftlichen Betrieb zu nutzen. Für die in dieser Arbeit betrachteten Szenarien 1 und 2, die im Anschluss an die LCA mit Speichertechnologien kombiniert werden sollen, wird ein Eigenverbrauch beziehungsweise eine Zwischenspeicherung des Stroms zur späteren Nutzung oder zur Einspeisung in das Netz sowie zur Weiterverwertung in Form von Speicherprodukten (z. B. Wasserstoff oder Ammoniak) angenommen.

Die in diesem Unterkapitel hergeleiteten Annahmen bezüglich der Anlagendimensionierung sind zur besseren Übersicht in Tabelle 11 zusammengefasst. Die Daten bezüglich der Apfelproduktion sind Kapitel 3.2 zu entnehmen.

Tabelle 11 Zusammenfassung der Anlagendimensionierung in Szenario 1

Parameter	Wert	Einheit
Anlagen Dimensionen		
Anlagenfläche	ca. 3	ha
Reihenabstände	3	m
Modulunterkantenhöhe	3,1	m
Stromproduktion		
Module	Eurener Agro 260 -275W PERC = 275 Wp	/
Anzahl der Module	15.500	/
Leistung der Module	275	Wp
Fläche pro Module	1,94	m ²
Leistung pro m²	142,07	Wp/m ²
Gesamtleistung	4.262,5	kWp
Modulfläche	30.002,54	m ²
Neigungswinkel	15	°
Durchschnittliche Sonneneinstrahlung (Erfurt)	1100	kWh/kWp
Stromertrag pro Jahr	3.847.376,23	kWh/ a
Stromertrag auf Lebenszeit der Anlage (30 Jahre)	115.421.286,90	kWh/30 a
Inverter-Dimensionierung	500*8	kW
Apfelanbau		

Anbaufläche (100%)	ca. 3 (Wird als 3 ha angegeben)	ha
Erträge pro ha (+5%)	21.399	kg
Erträge auf 3ha (+5%)	64.197	kg
Erträge auf 3ha und 30 Jahre	1.925.910	kg

4.3.2 Szenario 2: Stromproduktion mit Freiflächen-PV mit getrenntem Apfelanbau

In diesem Szenario wird der getrennte Anbau von ökologisch erzeugten Äpfeln sowie eine standortunabhängige FFPV-Stromerzeugung betrachtet. Wie in Kapitel 3 beschrieben, müssen die Outputs zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit der Ökobilanzen in allen Szenarien identisch sein. Da es sich hierbei um eine fiktive Anlage ohne konkreten Standortbezug handelt, unterscheidet sich dieses Szenario grundlegend von dem standortspezifisch modellierten Szenario 1.

Schindele et al. (2020) geben für FFPV-Anlagen in Süddeutschland einen durchschnittlichen Flächenleistungswert von 689,66 kWp/ha an, weisen jedoch darauf hin, dass für APV-Anlagen lediglich 519,18 kWp/ha anzusetzen sind (Schindele et al., 2020). Die für die geplante Anlage in Bad Klosterlausnitz angenommene installierte Leistung von 4.262 kWp auf rund 3 ha entspricht hingegen etwa 1.420 kWp/ha und liegt damit deutlich über den genannten Literaturwerten. Dies verdeutlicht, dass diese Angaben inzwischen als veraltet einzustufen sind. Aktuelle Veröffentlichungen des Umweltbundesamtes bzw. von Schubert (2025) gehen von einem Richtwert von etwa 1 MW/ha für Freiflächen-PV-Anlagen aus (Schubert, 2025).

Dabei ist zu berücksichtigen, dass MW und MWp nicht identisch sind, da sich die Peak-Leistung (Wp) auf die maximale theoretische DC-Leistung der Module bezieht und Umwandlungsverluste unberücksichtigt bleiben. Um dennoch eine konsistente Vergleichsbasis zwischen APV- und FFPV-Systemen zu schaffen, wird auf Grundlage der von Schindele et al. (2020) angegebenen Flächenleistungswerte ein dimensionsloser Korrekturfaktor gebildet (Rechnung 4):

$$(R4) (689,66 \text{ kWp/ha}) / (519,18 \text{ kWp/ha}) / 10.000 \times 1.000 = 1,328 \text{ Wp/m}^2$$

Dieser Faktor beschreibt, dass auf einer FFPV-Fläche pro Quadratmeter im Mittel rund 32,8% mehr installierte Leistung erzielt werden kann als auf einer APV-Fläche. Entsprechend wird für denselben Stromertrag eine um etwa 32,8% geringere Modulfläche benötigt. Die Anwendung dieses Faktors auf die im Szenario 1 ermittelte APV-Leistungsdichte erfolgt in den Rechnungen 5 und 6:

$$(R5) 142,07 \text{ Wp/m}^2 (\text{APV}) \times 1,328 = 188,67 \text{ Wp/m}^2$$

$$(R6) 4.262,5 \text{ kWp} / 0,18867 \text{ kWp/m}^2 = 22.592,48 \text{ m}^2 (\text{Modulfläche})$$

Die Apfelerträge im Freiland profitieren nicht von den in Kapitel 3.2 beschriebenen Schutz- und Mikroklimaeffekten einer APV-Anlage. Daher wird für dieses Szenario der durchschnittliche Ertrag des ökologischen Apfelanbaus angesetzt. Bei einem mittleren Ertrag von 20.380 kg/ha ergibt sich auf einer fiktiven Fläche von 3 ha ein Jahresertrag von 61.100 kg Äpfeln (Statista, 2025). Über einen Betrachtungszeitraum von 30 Jahren entspricht dies einem Gesamtertrag von 1.834.200 kg.

Zukünftige Ertragsminderungen infolge zunehmender Starkwetterereignisse werden in diesem Szenario nicht berücksichtigt, da diese Effekte bereits explizit in die Bilanzierung von Szenario 1 integriert wurden. Die zentralen Annahmen und Parameter dieses Szenarios sind in Tabelle 12 zusammengefasst.

Tabelle 12 Zusammenfassung der Anlagendimensionierung in Szenario 2

Parameter	Wert	Einheit
Anlagen Dimensionen		
Anlagenfläche	ca. 3	ha
Stromproduktion		
Leistung pro ha	1.420,83	kWp
Leistung pro m²	188,67	Wp/m ²
Gesamtleistung	4.262,5	kWp
Modulfläche	22.592,48	m ²
Neigungswinkel	15	°
Durchschnittliche Sonneneinstrahlung (Erfurt)	1.100	kWh/kWp
Stromertrag pro Jahr	3.847.376,23	kWh/ a
Stromertrag auf Lebenszeit der Anlage (30 Jahre)	115.421.286,90	kWh/30 a
Inverter-Dimensionierung	500 *8	kW
Apfelanbau		
Anbaufläche	ca. 3 (wird als 3 ha angegeben)	ha
Erträge pro ha (+0)	20.380	kg
Erträge auf 3ha (+0)	61.100	kg
Erträge auf 3ha und 30 Jahre	1.834.200	kg

4.3.3 Szenario 3: Stromproduktion nach Deutschem Strommix mit getrenntem Apfelanbau

Im dritten Szenario werden Apfelanbau und Stromproduktion, analog zu Szenario 2 getrennt betrachtet, jedoch ohne eine eigene Photovoltaik-Stromerzeugung. Die Strombereitstellung erfolgt in diesem Fall vollständig über den deutschen Strommix von 2024. Zur Sicherstellung der Vergleichbarkeit mit den übrigen Szenarien wird derselbe Stromoutput angesetzt wie in den Szenarien 1 und 2. Entsprechend wird ein kumulierter Stromertrag von 115.421.286,90 kWh über einen Betrachtungszeitraum von 30 Jahren berücksichtigt.

Für die Modellierung wird der zum Untersuchungszeitpunkt verfügbare deutsche Strommix herangezogen (Daten von 2024). Zukünftige Entwicklungen des Energiesystems, insbesondere die politisch formulierten Zielsetzungen Deutschlands zur weitgehenden Deckung des Strombedarfs aus erneuerbaren Energien in den kommenden 10 bis 20 Jahren, werden nicht berücksichtigt. Diese Vereinfachung dient der Konsistenz der Sachbilanz und der Vergleichbarkeit der Ergebnisse zwischen den Szenarien.

Die Apfelproduktion wird identisch zu Szenario 2 auf 3 ha modelliert. Hierfür wird der durchschnittliche Ertrag des ökologischen Apfelanbaus in Deutschland angesetzt, was für eine Fläche von 3 ha einem Gesamtertrag von 1.834.200 kg Äpfeln über 30 Jahre entspricht.

Die zugrunde gelegten Annahmen zur Strombereitstellung sowie die resultierende Systemabgrenzung und Anlagendimensionierung für Szenario 3 sind in Tabelle 13 zusammengefasst.

Tabelle 13 Zusammenfassung der Anlagendimensionierung in Szenario 3

Parameter	Wert	Einheit
Stromproduktion		
Stromertrag auf Lebenszeit der Anlage (30 Jahre)	115.421.286,90	kWh/30 a
Apfelanbau		
Anbaufläche	ca. 3 (wird als 3 ha angegeben)	ha
Erträge pro ha	20.380	kg
Erträge auf 3ha	61.100	kg
Erträge auf 3ha und 30 Jahre	1.834.200	kg

4.4 Sachbilanz

4.4.1 Ökobilanzsoftware und -datenbank

Die Erstellung der Sachbilanz sowie die anschließende Wirkungsabschätzung erfordern eine umfassende datenbasierte Modellierung, die mithilfe spezialisierter Ökobilanzsoftware durchgeführt wird. Diese Softwarelösungen greifen auf externe Datenbanken zurück, welche detaillierte Prozessdaten aus bestehenden Ökobilanzstudien einschließlich zugehöriger Hintergrundinformationen bereitstellen. Auf dieser Basis werden Produkt-, Energie- und Materialflüsse systematisch mit Umweltwirkungen verknüpft und rechnerisch ausgewertet. Die Wirkungsabschätzung erfolgt dabei vollständig softwaregestützt und setzt die zuvor konsistente und repräsentative Modellierung der Sachbilanz voraus. Die den Berechnungen zugrunde liegenden Datenbanken sind teilweise softwareunabhängig verfügbar, in vielen Fällen jedoch proprietär und an einzelne Programme gebunden.

Für die vorliegende Ökobilanzierung ist insbesondere die Verfügbarkeit spezifischer Datensätze zur Stromerzeugung von zentraler Bedeutung. Hierzu werden Datensätze nach Frischknecht et al. (2015) und Stolz et al. (2016) herangezogen, die unter Berücksichtigung

von Aktualisierungen durch Hengstler et al. (2021) für die Ökobilanzdatenbank ecoinvent weiterentwickelt wurden. Diese Datensätze basieren auf standardisierten Produkt- und Materialflüssen sowie klar definierten Prozessmodellen und gelten als etablierte Referenzgrundlage für die Ökobilanzierung von Energiesystemen (Frischknecht, 2020).

Aufgrund der hohen Lizenzkosten professioneller Ökobilanzsoftware und zugehöriger Datenbanken wurde im Rahmen dieser Arbeit, wie bereits zu Beginn des Kapitels erläutert, auf die Demoversion der Software SimaPro zurückgegriffen. Zudem bieten andere gängige Softwarelösungen wie GaBi oder openLCA keinen Zugriff auf die ecoinvent-Datenbank. SimaPro zählt zu den etablierten und weit verbreiteten Werkzeugen in der Ökobilanzierung (SimaPro, 2025). Die verwendete Demoversion ermöglicht einen zeitlich unbegrenzten Zugriff auf relevante ecoinvent-Datensätze sowie auf die in Kapitel 4.2.4 beschriebene Wirkungsabschätzungsmethodik. Die wesentliche Einschränkung besteht in der Begrenzung der Speicherfunktion auf insgesamt 16 Datensätze, wodurch der Umfang der modellierbaren Szenarien limitiert ist.

Die Zusammensetzung der Sachbilanzdaten orientiert sich zum einen an der Studie *Life Cycle Inventories and Life Cycle Assessments of Photovoltaic Systems* von Frischknecht et al. (2020) sowie an den von Hengstler et al. (2021) getroffenen Komponentenannahmen. Darüber hinaus basiert die Auswahl der berücksichtigten Komponenten auf den Empfehlungen der IEA PVPS Task 12 Group, welche Mindestanforderungen für die Ökobilanzierung von Photovoltaikanlagen definiert. Für die Modellierung der PV-Systeme werden folgende Komponenten berücksichtigt:

- PV-Module
- Wechselrichter
- Unterkonstruktion
- Elektrische Leitungen und Komponenten (z. B. Steuerelemente; vgl. Hengstler et al., 2021)
- Energie- und Treibstoffaufwendungen für Aufbau und Transport

Die Berechnung der einzelnen Systemkomponenten erfolgt unter Rückgriff auf unterschiedliche Rechenmethoden und Datenquellen. Als zentrale Datengrundlage dienen dabei die Planungszeichnungen der Zimmermann GmbH, die Datenbank ecoinvent Version 3.12 sowie die in Kapitel 3.2 genannten Literaturquellen. Innerhalb der ecoinvent-Datenbank erfolgt die Modellierung der Systemkomponenten in Abhängigkeit von der installierten kWp-Leistung im Fall der Wechselrichter sowie auf Basis der im vorhergehenden Kapitel ermittelten gesamten Modulfläche für die elektrischen Komponenten. Die Betrachtung erfolgt, abweichend von Hengstler et al. (2021), ohne Berücksichtigung eines End-of-Life-Szenarios und umfasst ausschließlich alle Aktivitäten und Umweltwirkungen von *Cradle to Gate*.

4.4.2 Sachbilanz Szenario 1

PV-Module

Für die Modellierung der PV-Module wird auf bestehende Ökobilanzdaten nach Frischknecht et al. (2015) zurückgegriffen. Der in der *ecoinvent*-Datenbank enthaltene Prozess *Photovoltaic panel, single-Si wafer {RER} | photovoltaic panel production, single-Si wafer | Cut-off, U* wird auf Grundlage der Angaben von Hengstler et al. (2021, S. 173 f.) aktualisiert und auf die in Kapitel 4.3.1 ermittelte Modulfläche von 30.002,54 m² skaliert.

Inverter

Für die Modellierung der Wechselrichter wird, wie bereits in Kapitel 4.3.1 beschrieben, vereinfachend ein Inverter mit einer Nennleistung von 500 kW angesetzt und auf 4262, kWp skaliert, da für diese Leistungsklasse geeignete Datensätze in SimaPro verfügbar sind. Die zugrunde liegenden Daten stammen aus dem Jahr 2011 und basieren auf Veröffentlichungen der IEA PVPS Task 12 nach Fthenakis et al. (2011) sowie Frischknecht et al. (2015). Die in *ecoinvent* Version 3.12 enthaltenen Datensätze werden entsprechend den Anpassungen nach Hengstler et al. (2021) aktualisiert.

Unterkonstruktion

Die Bilanzierung der Unterkonstruktion erfolgt auf Grundlage von Bauplänen der Zimmermann PV-Stahlbau GmbH & Co. KG für das Photovoltaic-Mounting-System ZAEW2-VT-1P-23-h31b30. Die detaillierten Bauzeichnungen sind in Anhang IV dokumentiert; die daraus abgeleiteten Kenndaten sind in Tabelle 8 und 13 zusammengefasst.

Der entsprechende *ecoinvent*-Datensatz *Photovoltaic mounting system, for 570 kWp open ground module {GLO} | photovoltaic mounting system production, for 570 kWp open ground module | Cut-off, U* wird anhand Faktors aus Kapitel 4.3.1 von 18,82% angepasst. Um diesen Wert werden die Material- und Prozessbilanzen skaliert und anschließend auf die betrachtete Modulfläche von 30.002,54 m² hochgerechnet.

Zu beachten ist, dass eine potenzielle Landnutzungsveränderung infolge des Baus der Freiflächen-Photovoltaikanlage in diesem Schritt nicht berücksichtigt wird, da im Fall der APV-Anlage kein Verlust landwirtschaftlicher Nutzfläche entsteht. Es werden nur Flächenveränderungen bezüglich der Material- und Sachmittelherstellung berücksichtigt. Änderungen der Landnutzung werden stattdessen in der Bilanz der Apfelproduktion berücksichtigt.

Elektrische Leitung und Komponenten

Für die Modellierung der elektrischen Leitungen und Komponenten wird der Datensatz *Photovoltaics, electric installation for 570kWp module, open ground {GLO} | photovoltaics, electric installation for 570kWp module, open ground | Cut-off, U* herangezogen. Dieser basiert auf Daten nach Stolz et al. (2016, S. 72) und ist auf eine installierte Leistung von 1 kWp normiert. Der Datensatz wird entsprechend auf die betrachtete Anlagenleistung von 4.262,5 kWp skaliert. Die vollständige Sachbilanz dieses Systembestandteils ist in Anhang I dargestellt.

Apfelproduktion

Wie bereits in Kapitel 3.2 beschrieben, kann unter APV von einem um 5% erhöhten Apfelsertrag gegenüber konventionellen Anbausystemen ausgegangen werden. Für die Modellierung der Apfelproduktion werden Datensätze zur ökologischen Apfelproduktion in Regionen mit niedriger Höhenlage in der Schweiz verwendet, die in der Datenbank *Agri-footprint* Version 6.3 hinterlegt sind.

Der Datensatz *Apple, organic {CH} | transformation for apple, organic | Cut-off, U* umfasst sämtliche Aktivitäten von der Pflanzung über Bewässerung und Schnitt bis hin zum Transport zu lokalen Märkten in einem Umkreis von 75 km um den Betrieb. Die Angaben beziehen sich auf den Anbau von Bio-Äpfeln auf einer Fläche von 1 ha und werden für die vorliegende Untersuchung auf eine Anbaufläche von 3 ha skaliert, wobei die Transportdistanzen unverändert bleiben.

Für Szenario 1 wird zusätzlich der Datensatz *Apple, organic {CH} | market for apple, organic | Cut-off, U* auf den über 30 Jahre kumulierten Ertrag von 1.925.910 kg Äpfeln für den Anbau auf 3 ha angepasst, wie in Kapitel 3.2 ermittelt. Die Materialeingaben sind in Tabelle 14 zusammenfassend dargestellt. Eine detaillierte Aufschlüsselung der zugrunde liegenden Sachbilanzdaten findet sich in Anhang I.

Tabelle 14 Gesamt Sachbilanz Szenario 1

Sachbilanz Szenario 1			
Materialien & Prozesse	Einheit	Erforderliche Inputs	Quelle/Datenbank
Stromproduktion			
Inverter	Stück	8,53	Ecoinvent 3.12
Inverter 500 kW (Global) Electricity, medium voltage (DE)	kWh	73.975,57	
Unterkonstruktion			
Aluminiumprofil, gesamt	kg	125.177,03	Frischknecht et al. 2015 (updated 2024), angepasst, Ecoinvent 3.12
Verpackung (Karton), gesamt	kg	2.713,97	
Kunststoffteile, gesamt	kg	172,16	
Edelstahlbauteile, gesamt	kg	8.334,33	
Stahlbauteile, gesamt	kg	234.536,04	
Transport, gesamt	tkm	20.178,00	
Entsorgung Verpackung (Karton), gesamt	kg	2.713,97	
Entsorgung Verpackung Kunststoffteile, gesamt	kg	172,16	
Änderung der Flächennutzung, gesamt	m2	296.896,70	
Elektrische Leitungen			
Kupferkabel	kg	6.633,04	
Kunststoffe	kg	8.952,07	

Stahl	kg	830,40	Stolz et al. 2016 (updated 2024). Ecoinvent 3.12
Transport	tkm	206,00	
Entsorgung Kunststoffreste	kg	6.845,70	
Entsorgung Reste elektrische Kabel	kg	40,51	
PV-Modul			
Photovoltaik Panel, single-Si	m2	30.002,54	Ecoinvent 3.12
Apfelanbau über 30 Jahre			
Apfelanbau	kg	1.925.910,00	Agri-footprint 6.3, angepasst auf 3 ha +5% Ertrag

4.4.3 Szenario 2

PV-Module

Die Modellierung der PV-Module erfolgt analog zu Szenario 1. Hierzu wird der Prozess *Photovoltaic panel, single-Si wafer {RER} | photovoltaic panel production, single-Si wafer | Cut-off, U* auf die Gesamtmodulfläche einer Freiflächen-Photovoltaikanlage mit einer installierten Leistung von 4.262 kWp skaliert. Aufgrund der zugrunde gelegten spezifischen Leistungsdichte von 188,7 kWp/ha ergibt sich eine erforderliche Modulfläche von insgesamt 22.592,28 m².

Inverter

Die für Szenario 1 ermittelten Sachbilanzen der Wechselrichter werden unverändert auf Szenario 2 übertragen.

Unterkonstruktion

Im Gegensatz zu Szenario 1 wird in Szenario 2 die Änderung der Landnutzung explizit berücksichtigt. Dafür werden die Prozesse *Transformation, from pasture, man made* und *Transformation, to industrial area* nach Frischknecht et al. 2015 in SimaPro übernommen. Der ecoinvent-Datensatz *Photovoltaic mounting system, for 570 kWp open ground module {GLO} | photovoltaic mounting system production, for 570 kWp open ground module | Cut-off, U* wird entsprechend auf die reduzierte Modulfläche von 22.592,28 m² angepasst. Die daraus resultierenden Material- und Prozessbilanzen bilden sowohl die Unterkonstruktion als auch die damit verbundene Flächeninanspruchnahme ab.

Elektrische Leitung und Komponenten

Die Bilanzierung der elektrischen Leitungen und Komponenten erfolgt identisch zu Szenario 1. Hierzu wird der Datensatz *Photovoltaics, electric installation for 570kWp module, open ground {GLO} | photovoltaics, electric installation for 570kWp module, open ground | Cut-off, U* verwendet und auf die Anlagenleistung von 4.262,5 kWp skaliert.

Apfelanbau

Für den Apfelanbau werden, wie bereits in Kapitel 4.3 beschrieben, Datensätze zur ökologischen Apfelproduktion in Regionen mit niedriger Höhenlage der Schweiz verwendet, die in *Agri-footprint* Version 6.3 hinterlegt sind. Der Datensatz *Apple, organic {CH} | transformation for apple, organic | Cut-off, U* umfasst sämtliche relevanten landwirtschaftlichen Aktivitäten und entspricht inhaltlich der in Szenario 1 verwendeten Datengrundlage.

Im ökologischen Apfelanbau ohne APV, wird in Szenario 2 der durchschnittliche Bio-Ertrag gemäß deutschem Referenzwert angesetzt. Über einen Betrachtungszeitraum von 30 Jahren und eine Anbaufläche von 3 ha ergibt sich somit ein kumulierter Apfelertrag von 1.834.200 kg, der in der Sachbilanz entsprechend berücksichtigt wird (siehe Kapitel 3.2 & 4.3). Die Materialeingaben sind in Tabelle 15 zusammenfassend dargestellt. Eine detaillierte Aufschlüsselung der zugrunde liegenden Sachbilanzdaten findet sich in Anhang I.

Tabelle 15 Gesamt Sachbilanz Szenario 2

Sachbilanz Szenario 2			
Materialien & Prozesse	Einheit	Erforderliche Inputs	Quelle/Datenbank
Stromproduktion			
Inverter	Stück	8,53	Ecoinvent 3.12
Inverter 500 kW (Global) Electricity, medium voltage (DE)	kWh	73.975,57	
Unterkonstruktion			
Aluminiumprofil, gesamt	kg	105.350,13	Frischknecht et al. 2015 (updated 2024), angepasst, Ecoinvent 3.12
Beton, gesamt	kg	34.210,46	
Verpackung (Karton), gesamt	kg	2.284,11	
Kunststoffteile, gesamt	kg	144,89	
Edelstahlbauteile, gesamt	kg	7.014,25	
Stahlbauteile, gesamt	kg	197.387,68	
Transport, gesamt	tkm	20.178,00	
Entsorgung Verpackung (Karton), gesamt	kg	2.284,11	
Entsorgung Verpackung Kunststoffteile ,gesamt,	kg	144,89	
Änderung der Flächennutzung, gesamt	m2	249.870,98	
Flächeninanspruchnahme, gesamt	m2	36.204,79	
Elektrische Leitungen			
Kupferkabel	kg	5.582,42	Stolz et al. 2016 (updated 2024). Ecoinvent 3.12
Kunststoffe	kg	7.534,14	
Stahl	kg	698,87	

Transport	tkm	206,00	
Entsorgung Kunststoffreste	kg	5.761,40	
Entsorgung Reste elektrische Kabel	kg	34,09	
PV-Modul			
Photovoltaik Panel, single-Si	m2	22.592,28	Ecoinvent 3.12
Apfelanbau über 30 Jahre			
Apfelanbau	kg	1.834.200	Agri-footprint 6.3, angepasst auf 3 ha

4.4.4 Szenario 3

Stromproduktion

Im Szenario 3 wird gemäß den Festlegungen in Kapitel 4.3 kein Photovoltaiksystem modelliert. Dieses Szenario dient ausschließlich dem Vergleich mit der konventionellen Stromerzeugung in Deutschland.

Der für die Vergleichbarkeit erforderliche Gesamtstromoutput von 115.421.286,9 kWh wird in der Sachbilanz daher vollständig über den deutschen Strommix des Jahres 2024 abgebildet, wie er in der Datenbank *ecoinvent* Version 3.12 hinterlegt ist.

Apfelanbau

Der Apfelanbau wird analog zu Szenario 2 modelliert. Hierzu wird in SimaPro ein kumulierter Ertrag von 1.834.200 kg Äpfeln angesetzt, bezogen auf eine Anbaufläche von 3 ha und einen Betrachtungszeitraum von 30 Jahren. Die Materialeingaben sind in Tabelle 16 zusammenfassend dargestellt. Eine detaillierte Aufschlüsselung der zugrunde liegenden Sachbilanzdaten findet sich in Anhang I.

Tabelle 16 Gesamt Sachbilanz Szenario 3

Sachbilanz Szenario 3			
Materialien & Prozesse	Einheit	Erforderliche Inputs	Quelle/Datenbank
Stromproduktion			
Electricity, medium voltage {DE} market for electricity, medium voltage Cut-off, U	kWh	115.421.286,90	Ecoinvent 3.12
Apfelanbau über 30 Jahre			
Apfelanbau	kg	1.834.200	Agri-footprint 6.3 , angepasst auf 3 ha

5. Wirkungsbilanzierungsergebnisse (Ergebnisse LCA)

5.1 Wirkungsbilanz Szenarien

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Ökobilanzierung für alle drei untersuchten Szenarien dargestellt. Ein vergleichender Überblick über die Szenarien erfolgt anschließend in Kapitel 5.2. Die nachfolgenden Tabellen sind zur besseren Übersicht jeweils in Beiträge aus der Apfelproduktion und der Stromproduktion untergliedert. Detaillierte Sach- und Wirkungsbilanzen sind ergänzend in Anhang II-III aufgeführt.

5.1.1 Szenario 1

Die folgende Tabelle zeigt die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die kombinierte Produktion von ökologisch angebauten Äpfeln (Bio-Apfelanbau) und Strom auf derselben Fläche im Rahmen einer Agri-Photovoltaik-Anlage. Eine detaillierte Aufschlüsselung der einzelnen Wirkungskategorien und Prozessbeiträge ist in Anhang II dargestellt.

Tabelle 17 Wirkungsbilanzergebnis Szenario 1

Wirkungsbilanzergebnis Szenario 1 auf 1 kWh und 1Kg				
Damage category	Unit	Total	Bio Apfelanbau	Strom Produktion
Klima relevante Wirkungskategorien				
Climate change	kg CO ₂ eq	3,74E-01	2,78E-01	9,63E-02
Ionising radiation	kBq U-235 eq	1,64E-02	8,52E-03	7,87E-03
Ozone depletion	kg CFC11 eq	1,14E-08	3,85E-09	7,52E-09
Photochemical ozone formation	kg NMVOC eq	2,16E-03	1,78E-03	3,80E-04
Gesundheitlich relevante Wirkungskategorien				
Particulate matter	disease inc.	3,84E-08	3,17E-08	6,63E-09
Human toxicity, cancer	CTUh	-1,62E-09	-1,66E-09	4,64E-11
Human toxicity, non-cancer	CTUh	-1,05E-07	-1,08E-07	2,34E-09
Ökosystem relevante Wirkungskategorien				
Acidification	mol H ⁺ eq	4,76E-03	4,18E-03	5,77E-04
Ecotoxicity, freshwater	CTUe	1,57E+01	1,50E+01	6,46E-01
Eutrophication, marine	kg N eq	1,06E-02	1,05E-02	1,04E-04
Eutrophication, freshwater	kg P eq	1,48E-04	1,02E-04	4,63E-05
Eutrophication, terrestrial	mol N eq	1,82E-02	1,70E-02	1,11E-03
Ressourcen relevante Wirkungskategorien				
Land use	pt	9,94E+01	9,40E+01	5,40E+00
Resource use, fossils	w	3,66E+00	2,47E+00	1,19E+00
Resource use, minerals and metals	kg Sb eq	5,58E-06	2,57E-06	3,01E-06
Water use	m ³ depriv.	1,07E-01	4,10E-02	6,62E-02

Abbildung 25 veranschaulicht die jeweiligen Anteile der Apfelproduktion und der Stromerzeugung an den Gesamtergebnissen der Wirkungsabschätzung. In den meisten der in Kapitel 4.2.4 beschriebenen Wirkungs- bzw. Schadenskategorien ist die Apfelproduktion der dominierende Einflussfaktor. Lediglich in vier der insgesamt 16 betrachteten Kategorien

liegt ihr Anteil unter 60%, während sie in allen übrigen Kategorien mehr als 60% zur jeweiligen Gesamtwirkung beiträgt.

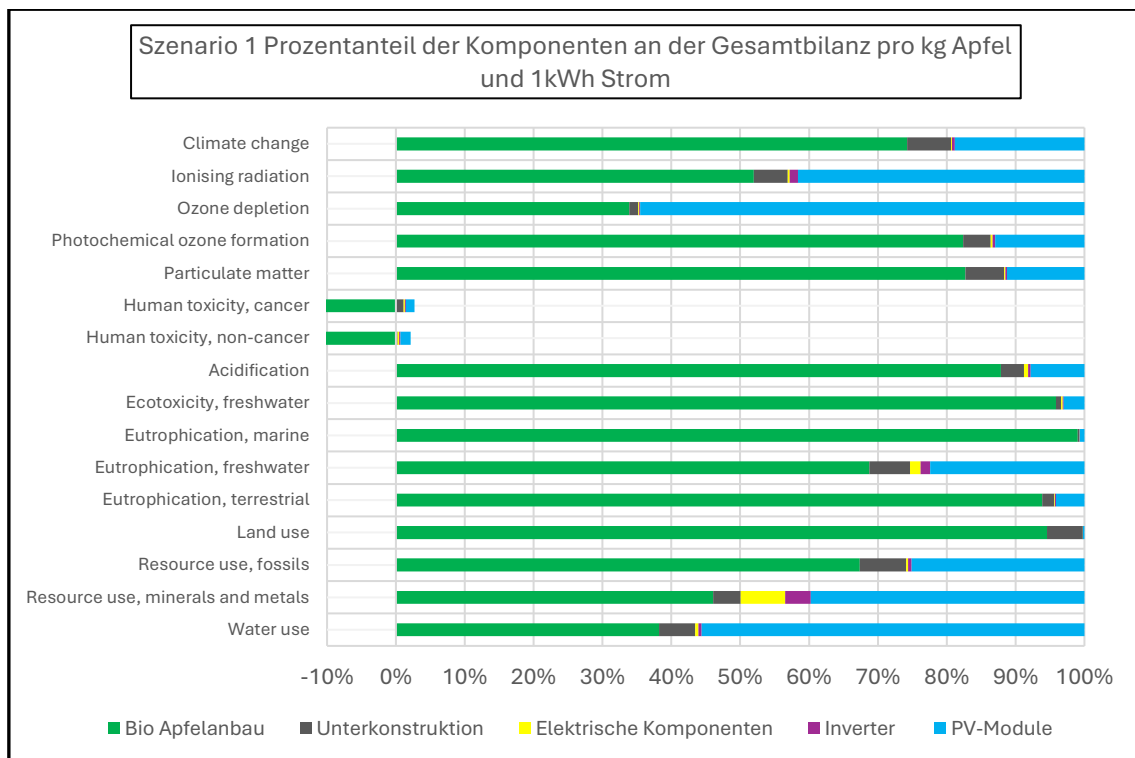


Abbildung 25 Wirkungsfaktoren Szenario 1

Klimarelevante Wirkungskategorien

In der Wirkungskategorie *Climate change* entfällt der größte Anteil der Umweltwirkungen auf den Apfelanbau. Mit 0,278 kg CO₂-eq trägt dieser rund 74,3% zu den gesamten Emissionen von 0,374 kg CO₂-eq bei. Die verbleibenden 25,7% sind der Stromerzeugung zuzuordnen, wobei insbesondere die Herstellung der PV-Module mit einem Anteil von 18,8% bezogen auf die Gesamtbilanz den größten Beitrag innerhalb dieses Bereichs leistet.

Auch in der Kategorie *Ionising radiation* stellt der Apfelanbau mit einem Anteil von 52% knapp den dominierenden Einflussfaktor dar. In der Wirkungskategorie *Ozone depletion* hingegen sind nahezu ausschließlich die PV-Module verantwortlich, die mit 64,5% den höchsten Anteil an der Gesamtwirkung aufweisen. In der letzten klimarelevanten Kategorie, der *Photochemical ozone formation*, dominiert erneut die Apfelproduktion, die mit 82,4% den größten Beitrag zur Gesamtbilanz liefert. Insgesamt zeigen die Kabel, elektrische Komponenten und der Inverter in dieser Wirkungskategorie jeweils Anteile von unter 7%.

Gesundheitsrelevante Wirkungskategorien

In sämtlichen gesundheitsrelevanten Wirkungskategorien weist der Apfelanbau mit Anteilen von jeweils über 80% den größten Einfluss auf die Gesamtbilanz auf. In der Kategorie *Particulate matter* stellen die PV-Module mit 11,2% den größten Einzelbeitrag innerhalb der Stromerzeugung dar, während alle übrigen Komponenten zusammen weniger als 6% der Gesamtwirkung verursachen.

In den Kategorien *Human toxicity, cancer* sowie *Human toxicity, non-cancer* zeigt der Apfelanbau einen negativen Beitrag zur Gesamtbilanz. Dieses Ergebnis wurde mehrfach überprüft und entspricht den unveränderten Berechnungen der LCA-Software SimaPro. An dieser Stelle ist festzuhalten, dass der negative Beitrag des Apfelanbaus zur Kategorie *Human toxicity* mit -102% (in Abb.25 nur bis -10% dargestellt) die positiven Beiträge der übrigen Wirkungsfaktoren vollständig kompensiert.

Ökosystemrelevante Wirkungskategorien

In den ökosystemrelevanten Wirkungskategorien ist der Apfelanbau in allen betrachteten Fällen der dominante Einflussfaktor. Für die Kategorien *Acidification*, *Ecotoxicity (freshwater)* sowie *Eutrophication (marine)* und *Eutrophication (terrestrial)* liegen die Anteile des Apfelanbaus jeweils bei über 88% der Gesamtwirkung. In der Kategorie *Acidification* beträgt der Beitrag der Apfelproduktion $4,18 \cdot 10^{-3}$ mol H⁺-eq und entspricht damit 87,9% der Gesamtbilanz. Innerhalb der Stromerzeugung stellen die PV-Module mit $3,7 \cdot 10^{-4}$ mol H⁺-eq (7,8%) sowie die Unterkonstruktion mit $1,58 \cdot 10^{-4}$ mol H⁺-eq (3,3%) die größten Einflussfaktoren dar.

Für die Wirkungskategorie *Eutrophication (freshwater)* liegt der Anteil des Apfelanbaus bei $1,0 \cdot 10^{-4}$ kg P-eq und damit bei 68,8% der Gesamtwirkung. Die PV-Module stellen hier mit $3,3 \cdot 10^{-5}$ kg P-eq und einem Anteil von 22,4% den zweitgrößten Beitrag. In allen betrachteten ökosystemrelevanten Kategorien tragen elektrische Komponenten und der Inverter jeweils weniger als 1,5% zur Gesamtbilanz bei.

Ressourcenrelevante Wirkungskategorien

In der Wirkungskategorie *Land use* dominiert der Apfelanbau mit einem Anteil von 94,6% die Gesamtbilanz, gefolgt von der Unterkonstruktion der PV-Anlage mit rund 5%. Alle übrigen Komponenten weisen jeweils einen Einfluss von unter 0,2% auf. Auch in der Kategorie *Resource use (fossils)* stellt der Apfelanbau mit 2,47 W und einem Anteil von 67,4% den größten Beitrag dar. Innerhalb der Stromerzeugung sind hier die PV-Module mit 0,919 W (25,1%) sowie die Unterkonstruktion mit 0,0197 W (6,8%) die relevantesten Einflussfaktoren. Alle weiteren Komponenten sind auch in dieser Kategorie mit Anteilen von unter 0,5% vertreten.

In der Kategorie *Resource use, minerals and metals* ist hingegen die Stromerzeugung insgesamt der dominierende Bereich und trägt mit $3,01 \cdot 10^{-6}$ kg Sb-eq zu 53,9% zur Gesamtwirkung bei. Bezogen auf die Gesamtbilanz stellen die PV-Module mit 39,7% den größten Einzelbeitrag dar, gefolgt von den elektrischen Komponenten mit 6,4% sowie der Unterkonstruktion und dem Inverter mit jeweils über 3,5%. Der Apfelanbau trägt in dieser Kategorie mit $2,6 \cdot 10^{-6}$ kg Sb-eq zu 46,1% zur Gesamtwirkung bei.

In der letzten betrachteten Kategorie *Water use* liegt der größte Einfluss im Bereich der Stromerzeugung mit insgesamt $0,062 \text{ m}^3$ deprivation und einem Anteil von 61,8%. Innerhalb dieses Bereichs stellen die PV-Module mit $0,0596 \text{ m}^3$ deprivation (55,6%) den größten Wirkungsfaktor dar, gefolgt von der Unterkonstruktion mit $0,00516 \text{ m}^3$ deprivation (5,2%). Der Apfelanbau trägt mit $0,041 \text{ m}^3$ deprivation zu 38,2% der Gesamtbilanz bei. Die

Komponenten Inverter und elektrische Bauteile weisen auch hier jeweils einen Anteil von unter 0,5% auf.

5.1.2 Szenario 2

Die folgende Tabelle stellt die Ergebnisse der Wirkungsbilanz der räumlich getrennten Produktion von ökologisch angebauten (Bio-)Äpfeln und Strom dar. Die Stromerzeugung erfolgt dabei über eine FFPV-Anlage, während die Apfelproduktion konventionell im ökologischen Landbau durchgeführt wird. Eine detaillierte Aufschlüsselung der einzelnen Wirkungskategorien ist in Anhang II-III dargestellt.

Tabelle 18 Wirkungsbilanzergebnis Szenario 2

Wirkungsbilanzergebnis Szenario 2 auf 1 kWh und 1Kg				
Damage category	Unit	Total	Bio Apfelanbau	Strom Produktion
Klima relevante Wirkungskategorien				
Climate change	kg CO2 eq	3,48E-01	2,78E-01	7,02E-02
Ionising radiation	kBq U-235 eq	1,44E-02	8,51E-03	5,88E-03
Ozone depletion	kg CFC11 eq	9,50E-09	3,85E-09	5,65E-09
Photochemical ozone formation	kg NMVOC eq	2,06E-03	1,78E-03	2,78E-04
Gesundheitlich relevante Wirkungskategorien				
Particulate matter	disease inc.	3,65E-08	3,17E-08	4,79E-09
Human toxicity, cancer	CTUh	-1,63E-09	-1,66E-09	3,40E-11
Human toxicity, non-cancer	CTUh	-1,06E-07	-1,07E-07	1,84E-09
Ökosystem relevante Wirkungskategorien				
Acidification	mol H+ eq	4,60E-03	4,18E-03	4,28E-04
Ecotoxicity, freshwater	CTUe	1,55E+01	1,50E+01	4,87E-01
Eutrophication, marine	kg N eq	1,05E-02	1,05E-02	7,62E-05
Eutrophication, freshwater	kg P eq	1,37E-04	1,02E-04	3,49E-05
Eutrophication, terrestrial	mol N eq	1,78E-02	1,70E-02	8,11E-04
Ressourcen relevante Wirkungskategorien				
Land use	pt	1,03E+02	9,43E+01	9,02E+00
Resource use, fossils	w	3,34E+00	2,46E+00	8,80E-01
Resource use, minerals and metals	kg Sb eq	4,96E-06	2,57E-06	2,38E-06
Water use	m3 depriv.	9,04E-02	4,09E-02	4,94E-02

In Abbildung 26 sind die oben tabellarisch dargestellten Ergebnisse nochmal zur Übersicht in einer auf die Gesamtbilanz bezogenen Grafik dargestellt.

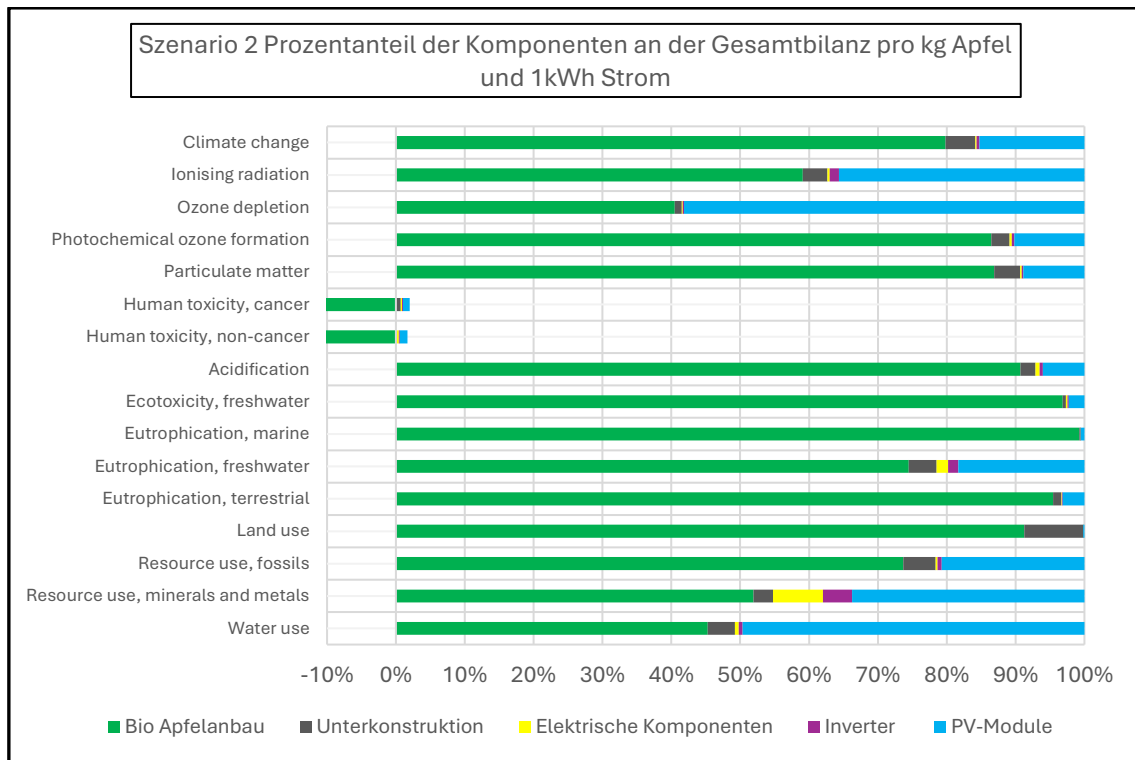


Abbildung 26 Wirkungskategorien Szenario 2

Klima relevante Wirkungskategorien

Wie bereits in Szenario 1 stellt der Apfelanbau auch in Szenario 2 den dominierenden Beitrag in den klimarelevanten Wirkungskategorien dar. Der Anteil der Stromproduktion an der Gesamtwirkung fällt insgesamt um etwa 2–5 % geringer aus als in Szenario 1.

Gesundheitlich relevante Wirkungskategorien

In allen gesundheitsbezogenen Wirkungskategorien weist der Apfelanbau mit Anteilen von jeweils über 85 % den größten Einfluss auf die Gesamtbilanz auf. Auch hier liegen die Beiträge der Stromproduktion insgesamt rund 2–5 % unter den Werten von Szenario 1.

Ökosystem relevante Wirkungskategorien

Auch in den ökosystembezogenen Wirkungskategorien dominiert der Apfelanbau mit Anteilen von jeweils über 90 %. Die Stromproduktion trägt in diesem Bereich insgesamt etwa 3–5 % weniger zur Gesamtwirkung bei als in Szenario 1.

Ressourcen relevante Wirkungskategorien

In den ressourcenbezogenen Wirkungskategorien wird der überwiegende Teil der Umweltwirkungen ebenfalls durch den Apfelanbau verursacht. Die Beiträge der Stromproduktion liegen auch hier insgesamt um etwa 3–5 % unter denen von Szenario 1. Eine Ausnahme bildet die Wirkungskategorie *Land use*, bei dem der Anteil der Stromproduktion, insbesondere aufgrund der Unterkonstruktion, um rund 3 % höher ausfällt als in Szenario 1.

5.1.3 Szenario 3

Die folgende Tabelle fasst die Wirkungsbilanzdaten für den Fall einer konventionellen Stromerzeugung gemäß deutschem Strommix sowie einer standörtlich unabhängigen Produktion von ökologisch angebauten Äpfeln zusammen. Eine detaillierte Darstellung der Einzelbilanzen ist in Anhang II-III zu finden.

Tabelle 19 Wirkungsbilanzergebnis Szenario 3

Wirkungsbilanzergebnis Szenario 3 auf 1 kWh und 1Kg				
Damage category	Unit	Total	Bio Apfelanbau	Strom Produktion
Klima relevante Wirkungskategorien				
Climate change	kg CO ₂ eq	7,51E-01	2,78E-01	4,73E-01
Ionising radiation	kBq U-235 eq	1,11E-01	8,51E-03	1,02E-01
Ozone depletion	kg CFC11 eq	8,54E-09	3,85E-09	4,69E-09
Photochemical ozone formation	kg NMVOC eq	2,45E-03	1,78E-03	6,68E-04
Gesundheitlich relevante Wirkungskategorien				
Particulate matter	disease inc.	3,61E-08	3,17E-08	4,44E-09
Human toxicity, cancer	CTUh	-1,61E-09	-1,66E-09	4,96E-11
Human toxicity, non-cancer	CTUh	-1,05E-07	-1,07E-07	2,53E-09
Ökosystem relevante Wirkungskategorien				
Acidification	mol H ⁺ eq	5,21E-03	4,18E-03	1,03E-03
Ecotoxicity, freshwater	CTUe	1,63E+01	1,50E+01	1,30E+00
Eutrophication, marine	kg N eq	1,08E-02	1,05E-02	3,48E-04
Eutrophication, freshwater	kg P eq	7,93E-04	1,02E-04	6,91E-04
Eutrophication, terrestrial	mol N eq	1,94E-02	1,70E-02	2,37E-03
Ressourcen relevante Wirkungskategorien				
Land use	pt	9,53E+01	9,43E+01	9,79E-01
Resource use, fossils	w	9,52E+00	2,46E+00	7,05E+00
Resource use, minerals and metals	kg Sb eq	3,37E-06	2,57E-06	7,93E-07
Water use	m ³ depriv.	5,88E-02	4,09E-02	1,78E-02

Die folgenden Abbildung stellt die tabellarisch dargestellten Ergebnisse zur Übersicht in einer auf die Gesamtbilanz bezogenen Grafik dar.

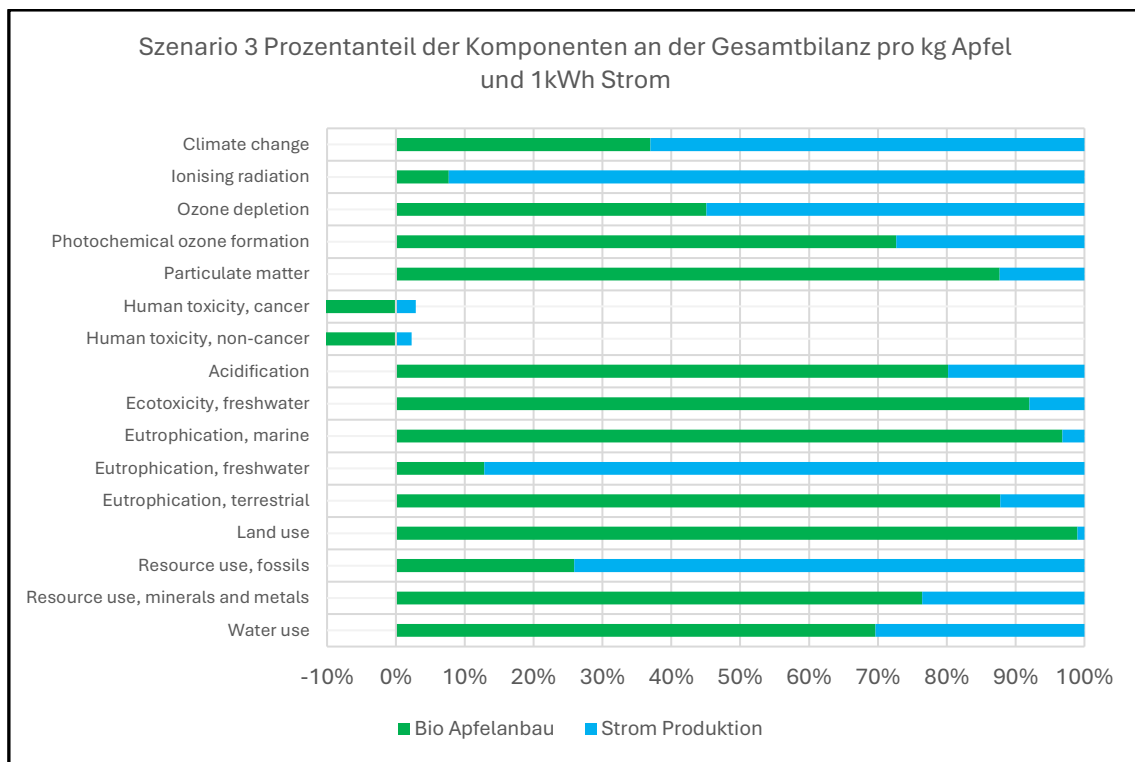


Abbildung 27 Wirkungsfaktoren Szenario 3

Klima relevante Wirkungskategorien

Im Gegensatz zu Szenario 1 und 2 stellt in Szenario 3 die Stromproduktion in drei der vier klimarelevanten Kategorien den Hauptbeitrag dar. In *Climate change* beträgt ihr Anteil rund 63 % und liegt damit mehr als doppelt so hoch wie in den anderen Szenarien. Besonders deutlich ist der Einfluss bei *Ionising radiation* (92 %) sowie *Ozone depletion* (55 %). Nur in *Photochemical ozone formation* bleibt der Apfelanbau der größte Emittent. Insgesamt liegt der Beitrag der Stromproduktion hier um etwa 30–60 % höher als in Szenario 1 und 2.

Gesundheitlich relevante Wirkungskategorien

Wie in Szenario 1 und 2 verursacht auch in Szenario 3 der Apfelanbau die größten Umweltwirkungen. Der Anteil der Stromproduktion fällt jedoch deutlich höher aus und ist insgesamt mehr als doppelt so groß wie in den Vergleichsszenarien.

Ökosystem relevante Wirkungskategorien

In den ökosystembezogenen Wirkungskategorien dominiert weiterhin der Apfelanbau mit Anteilen von jeweils über 80 %. Eine Ausnahme bildet die Kategorie *Eutrophication (freshwater)*, in der der Anteil der Stromproduktion mit etwa 87 % deutlich höher liegt und damit fast das Vierfache der Werte aus Szenario 1 und 2 erreicht.

Ressourcen relevante Wirkungskategorien

In den ressourcenbezogenen Kategorien wird der Großteil der Umweltwirkungen ebenfalls durch den Apfelanbau verursacht. Ausnahme ist *Resource use, fossils*, bei der der Anteil der Stromproduktion etwa 2,5-mal höher ausfällt. Für *Land use* liegt er rund 5 % niedriger, während er in *Resource use, minerals and metals* etwa 20 % geringer ist. Den größten

Unterschied zeigt *Water use*, wo die Beiträge der Stromproduktion rund 30 % unter denen von Szenario 1 und 2 liegen.

5.2 Vergleich der Szenarien

Im folgenden Kapitel der Ergebnisse werden die unterschiedlichen Wirkungskategorien der betrachteten Szenarien miteinander verglichen. Der Vergleich erfolgt anhand einer Normierung: Der jeweils größte Beitragsfaktor einer Wirkungskategorie wird als 100% angenommen, und die übrigen Szenarien werden prozentual in Bezug auf diesen Referenzwert dargestellt.

5.2.1 Klima relevante Wirkungskategorien

Climate change

Im Vergleich der klimawirksamen Emissionen der drei Szenarien. Szenario 3 weist mit 0,751 kg CO₂-Äq. den höchsten normierten Gesamtwert auf und stellt damit den größten Beitrag zur Wirkungskategorie Climate change dar (Abb. 28). Szenario 1 liegt mit 0,374 kg CO₂-Äq. bei 49,8% und Szenario 2 mit 0,348 kg CO₂-Äq. bei 46,3% deutlich unterhalb dieses Referenzwertes. Dies bedeutet, dass Szenario 1 etwa 50% und Szenario 2 etwa 54% geringere klimarelevante Gesamtemissionen verursacht als die Variante mit Stromerzeugung auf Basis des deutschen Strommixes.

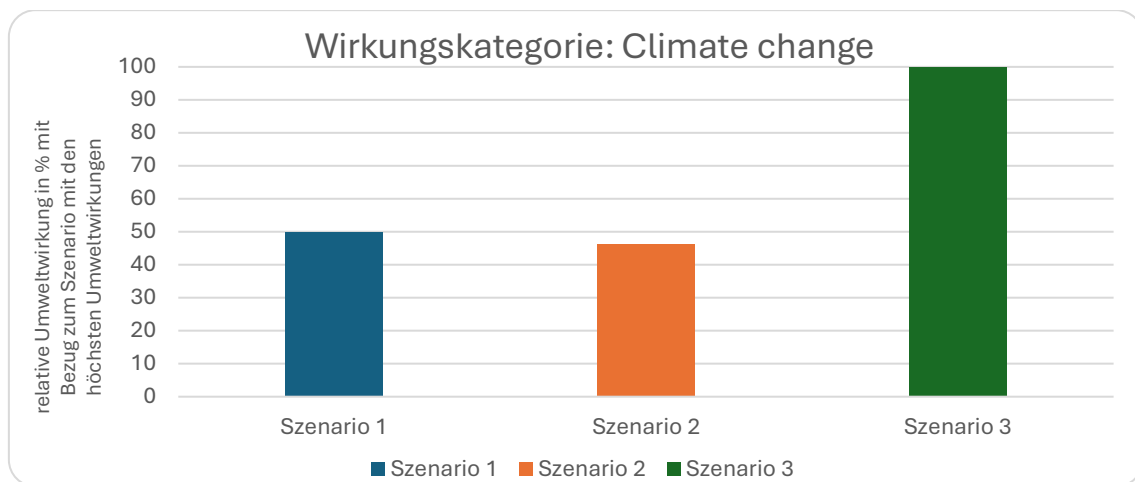


Abbildung 28 Prozentualer Vergleich der Szenarien in der Wirkungskategorie Climate Change Bezogen auf das jeweils umweltwirksamste Szenario

Ionising radiation

In der untern Darstellung (Abb. 29) der ionisierenden Strahlung weist Szenario 3 mit 0,111 kBq U-235-Äq. den mit Abstand höchsten normierten Wert auf. Szenario 1 erreicht mit 0,0164 kBq U-235-Äq. 14,77%, während Szenario 2 mit 0,0144 kBq U-235-Äq. 12,97% des Referenzwertes erreicht. Beide Szenarien liegen damit auf einem vergleichbaren Niveau und deutlich unterhalb von Szenario 3. Dies entspricht einer Reduktion der ionisierenden Strahlung um etwa 85% in Szenario 1 bzw. 87% in Szenario 2 im Vergleich zum deutschen Strommix.

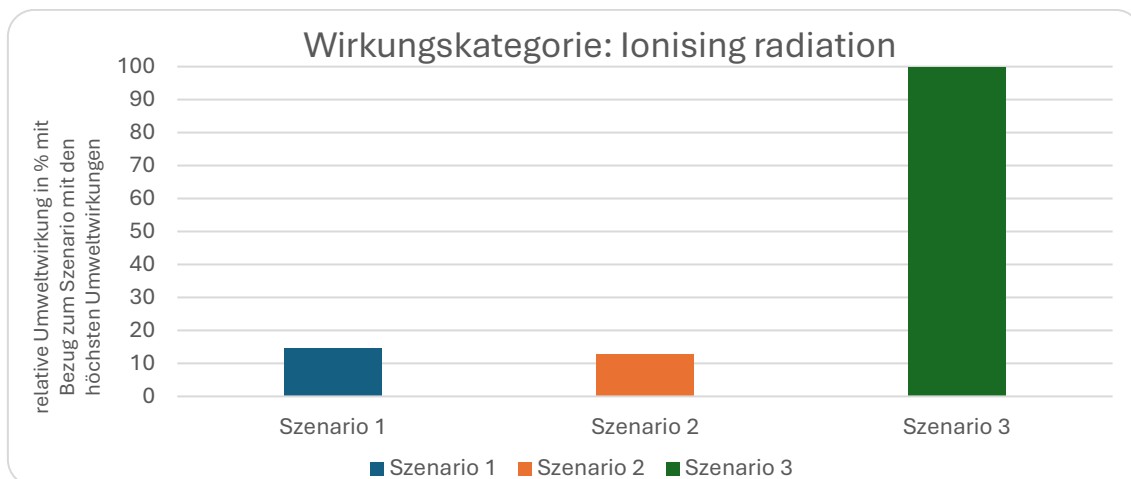


Abbildung 29 Prozentualer Vergleich der Szenarien in der Wirkungskategorie Ionising radiation Bezogen auf das jeweils umweltwirksamste Szenario

Ozone depletion

Die Abbildung 30 zur Ozonabbauwirkung zeigt insgesamt nur geringe Unterschiede zwischen den Szenarien. Szenario 1 weist mit $1,14 \cdot 10^{-8}$ kg CFC-11-Äq. den höchsten Wert auf. Szenario 2 folgt mit $9,5 \cdot 10^{-9}$ kg CFC-11-Äq. und 83,33%, während Szenario 3 mit $8,54 \cdot 10^{-9}$ kg CFC-11-Äq. und 74,91% den niedrigsten Wert aufweist. Insgesamt sind die Abweichungen zwischen den Szenarien gering. Auffällig ist jedoch, dass der deutsche Strommix rund 25% geringere Ozonabbauwirkungen verursacht als die kombinierte Produktion von PV-Strom und Apfelanbau in Szenario 1

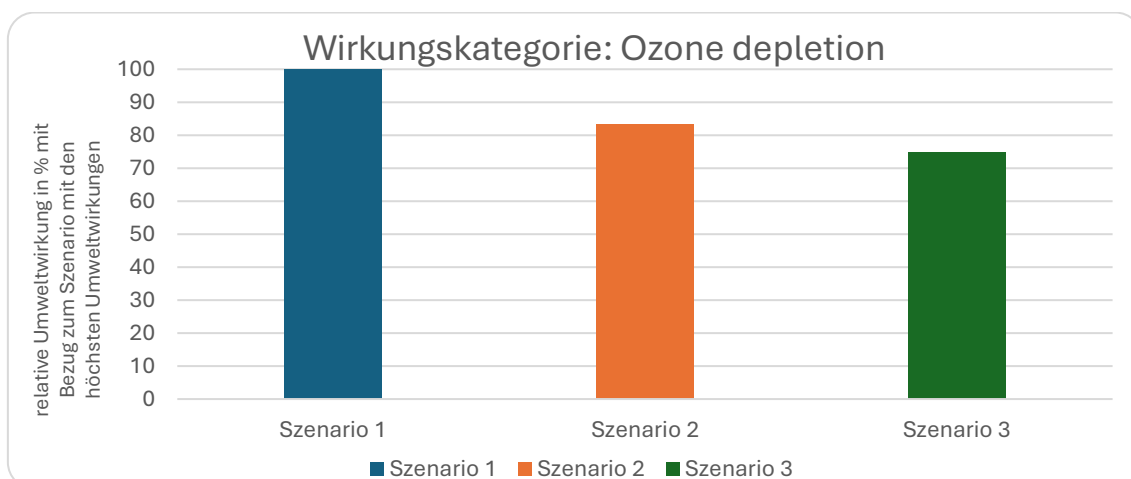


Abbildung 30 Prozentualer Vergleich der Szenarien in der Wirkungskategorie Ozone depletion Bezogen auf das jeweils umweltwirksamste Szenario

Photochemical ozone formation

Die Ergebnisse zur photochemischen Ozonbildung zeigen den höchsten normierten Wert für Szenario 3 mit $2,45 \cdot 10^{-3}$ kg NMVOC-Äq. Szenario 1 erreicht mit $2,16 \cdot 10^{-3}$ kg NMVOC-Äq. 88,16%, während Szenario 2 mit $2,06 \cdot 10^{-3}$ kg NMVOC-Äq. 84,08% aufweist und damit den geringsten Beitrag leistet (Abb. 31). Daraus ergibt sich, dass in Szenario 1 etwa 12% und in

Szenario 2 etwa 16% der pro kWh entstehenden NMVOC-Emissionen gegenüber Szenario 3 vermieden werden können.

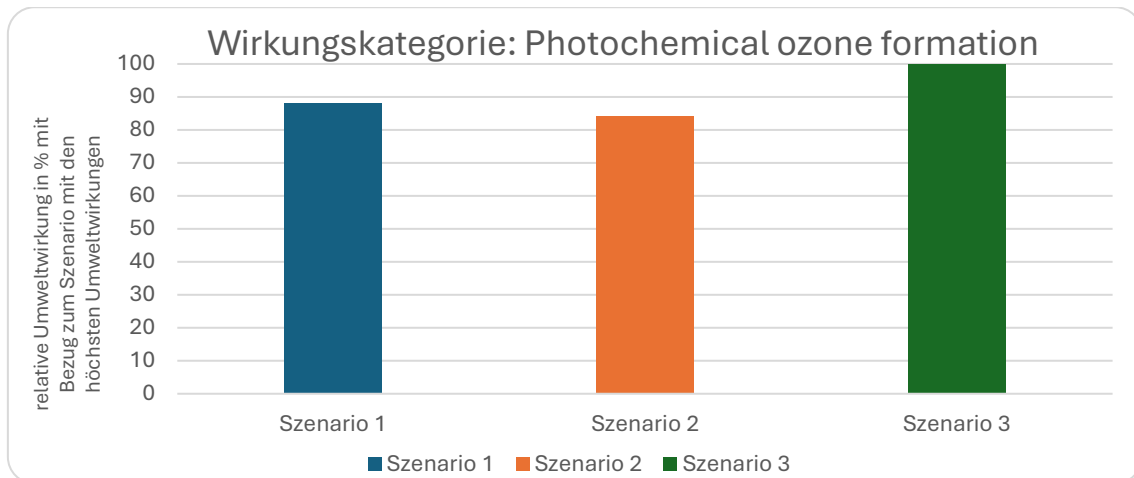


Abbildung 31 Prozentualer Vergleich der Szenarien in der Wirkungskategorie Photochemical ozone formation Bezogen auf das jeweils umweltwirksamste Szenario

5.2.2 Gesundheitlich relevante Wirkungskategorien

Particulate matter

Die grafische Darstellung (Abb. 32) zeigt sehr ähnliche Ergebnisse für alle drei Szenarien. Szenario 1 weist mit $3,84 \cdot 10^{-8}$ disease incidences den höchsten normierten Wert auf. Szenario 2 liegt mit $3,65 \cdot 10^{-8}$ disease incidences bei 95,05%, während Szenario 3 mit $3,61 \cdot 10^{-8}$ disease incidences 94,01% erreicht. Szenario 2 und 3 verursachen somit jeweils etwa 5% bzw. 6% weniger feinstaubbedingte Krankheitsfälle als Szenario 1.

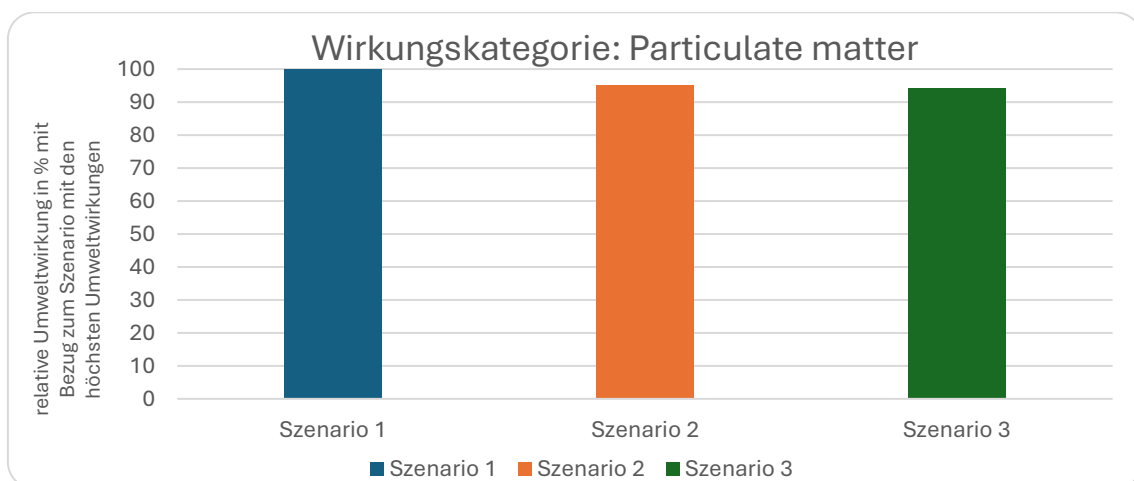


Abbildung 32 Prozentualer Vergleich der Szenarien in der Wirkungskategorie Particulate matter Bezogen auf das jeweils umweltwirksamste Szenario

Human toxicity, cancer

Für die karzinogene Humantoxizität weisen alle Szenarien vergleichbare, negative normierte Gesamtwerte auf. Szenario 3 zeigt mit $-1,61 \cdot 10^{-9}$ CTUh den betragsmäßig größten, d. h. am

wenigsten negativen Wert. Diese Unterschiede sind maßgeblich auf die Stromproduktion zurückzuführen, die insbesondere in Szenario 3 höhere Beiträge aufweist. Szenario 1 erreicht mit $-1,62 \cdot 10^{-9}$ CTUh 93,55%, während Szenario 2 mit $-1,63 \cdot 10^{-9}$ CTUh 63,55% aufweist. Zur besseren Übersichtlichkeit werden in diesem Vergleich ausschließlich die Gesamtwerte betrachtet (Abb. 33). Die zugehörige Grafik bezieht sich jedoch auf die Beiträge der Stromproduktion, da die durch die Apfelproduktion verursachten negativen Werte die Gesamtbilanz stark verzerren und die Interpretation erschweren. Im Vergleich zu Szenario 3 werden in Szenario 1 rund 6% und in Szenario 2 rund 44% der karzinogenen humantoxischen Umweltwirkungen eingespart.

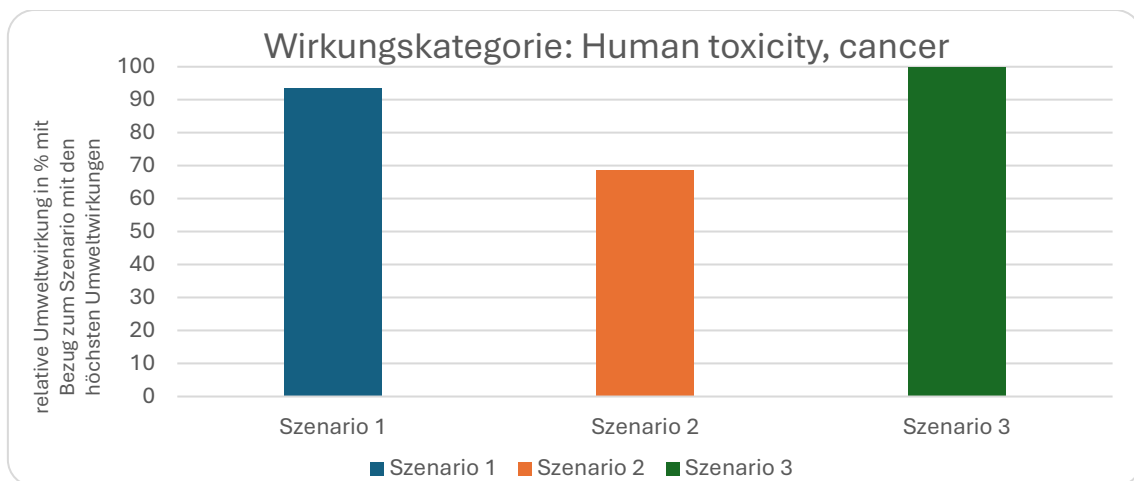


Abbildung 33 Prozentualer Vergleich der Szenarien in der Wirkungskategorie Human toxicity, cancer Bezogen auf das jeweils umweltwirksamste Szenario

Human toxicity, non-cancer

Die Ergebnisse der nicht-karzinogenen Humantoxizität zeigen ein ähnliches Muster wie in der vorherigen Wirkungskategorie (Abb. 34). Szenario 3 weist mit $-1,05 \cdot 10^{-7}$ CTUh den höchsten normierten Wert auf. Szenario 1 folgt mit $-1,05 \cdot 10^{-7}$ CTUh bei 92,5%, während Szenario 2 mit $-1,06 \cdot 10^{-7}$ CTUh und 72,72% den geringsten Beitrag zeigt. Auch hier erfolgt der Vergleich ausschließlich auf Basis der Stromproduktion. Im Vergleich zu Szenario 3 können in Szenario 1 etwa 7,5% und in Szenario 2 etwa 27% der nicht-karzinogenen humantoxischen Umweltwirkungen vermieden werden.

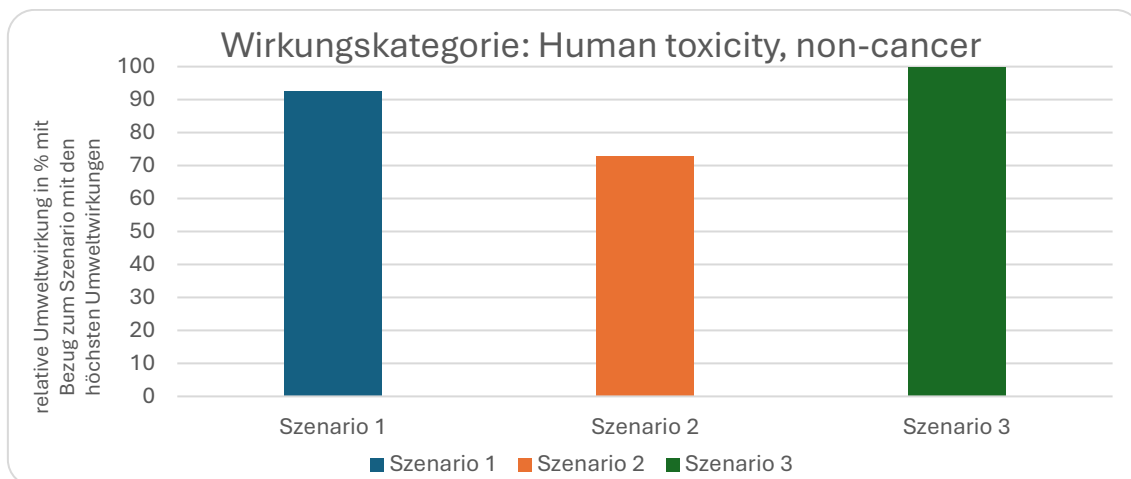


Abbildung 34 Prozentualer Vergleich der Szenarien in der Wirkungskategorie Human toxicity, non cancer Bezogen auf das jeweils umweltwirksamste Szenario

5.2.3 Ökosystem relevante Wirkungskategorien

Acidification

In der Wirkungskategorie Acidification weist Szenario 3 mit $5,21 \cdot 10^{-3}$ mol H^+ -Äq. den höchsten normierten Gesamtwert auf. Szenario 1 liegt mit $4,76 \cdot 10^{-3}$ mol H^+ -Äq. bei 91,36%, während Szenario 2 mit $4,6 \cdot 10^{-3}$ mol H^+ -Äq. 88,29% erreicht (Abb. 35). Die Unterschiede zwischen Szenario 1 und 2 sind gering. Insgesamt werden in Szenario 1 rund 9% und in Szenario 2 rund 12% der Versauerungswirkungen vermieden.

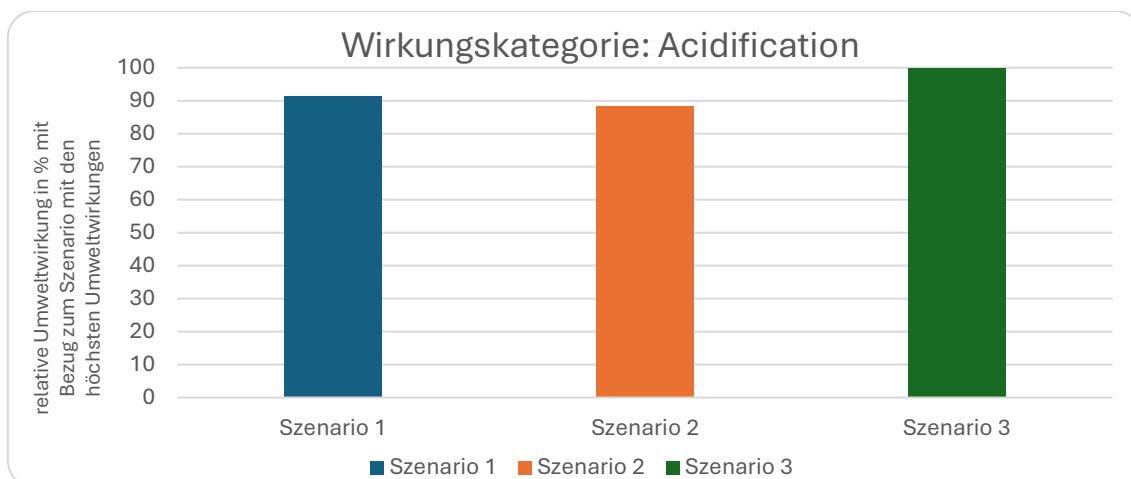


Abbildung 35 Prozentualer Vergleich der Szenarien in der Wirkungskategorie Acidification Bezogen auf das jeweils umweltwirksamste Szenario

Ecotoxicity, freshwater

Die Darstellung zur Süßwasserökotoxizität (Abb. 36) zeigt für Szenario 3 mit 16,3 CTUe den höchsten Wert. Szenario 1 erreicht mit 15,7 CTUe 96,32%, Szenario 2 mit 15,5 CTUe 95,1%. Die Einsparungen gegenüber dem deutschen Strommix liegen damit lediglich bei etwa 4–5%.

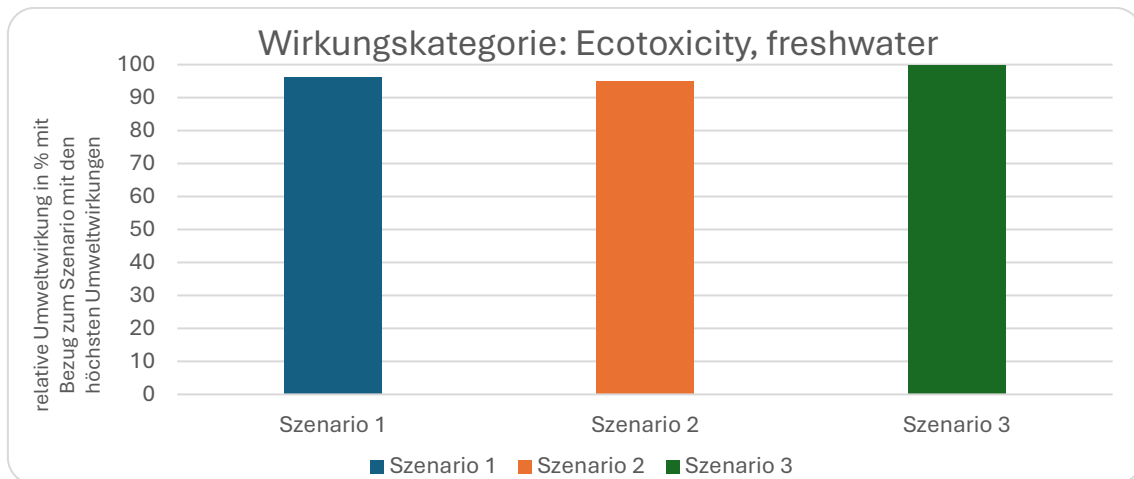


Abbildung 36 Prozentualer Vergleich der Szenarien in der Wirkungskategorie Ecotoxicity, freshwater Bezogen auf das jeweils umweltwirksamste Szenario

Eutrophication, marine

Die marine Eutrophierung weist in allen Szenarien sehr ähnliche Werte auf. Szenario 3 zeigt mit 0,0108 kg N-Äq. den höchsten normierten Wert, gefolgt von Szenario 1 mit 0,0106 kg N-Äq. (98,15%) und Szenario 2 mit 0,0105 kg N-Äq. (97,22%) (Abb. 37). Die Einsparpotenziale gegenüber dem deutschen Strommix sind mit etwa 2–3% entsprechend gering.

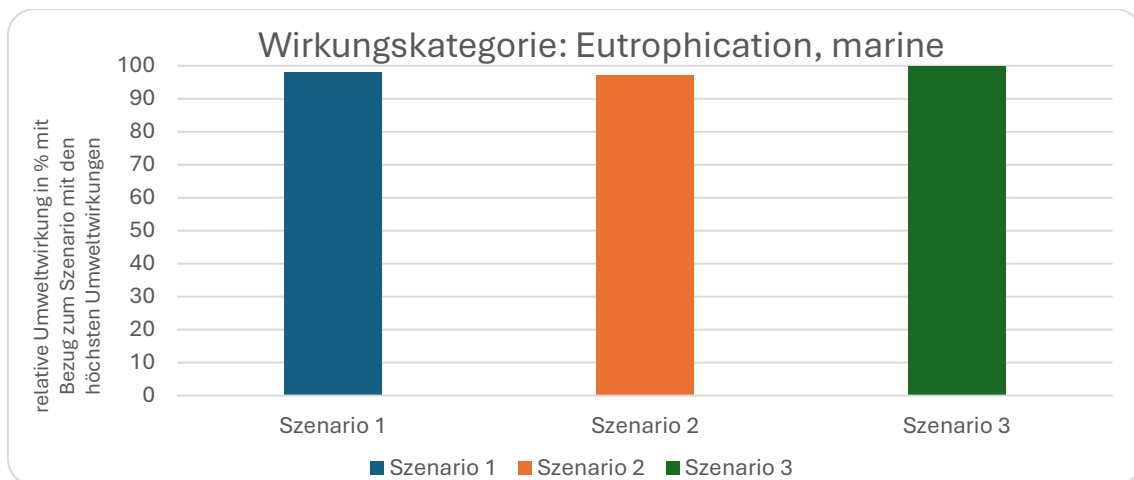


Abbildung 37 Prozentualer Vergleich der Szenarien in der Wirkungskategorie Eutrophication, marine Bezogen auf das jeweils umweltwirksamste Szenario

Eutrophication, freshwater

In der Wirkungskategorie Eutrophication (freshwater) weist Szenario 3 mit $7,93 \cdot 10^{-4}$ kg P-Äq. einen deutlich höheren normierten Wert auf als die übrigen Szenarien (Abb. 38). Szenario 1 liegt mit $1,48 \cdot 10^{-4}$ kg P-Äq. bei 18,66%, Szenario 2 mit $1,37 \cdot 10^{-4}$ kg P-Äq. bei 17,28%. Damit zeigt sich deutlich, dass der deutsche Strommix einen um 81% (Szenario 1) bzw. 83% (Szenario 2) höheren Einfluss auf die Süßwassereutrophierung hat als die Stromproduktion mittels PV in Kombination mit getrenntem oder kombiniertem Apfelanbau.

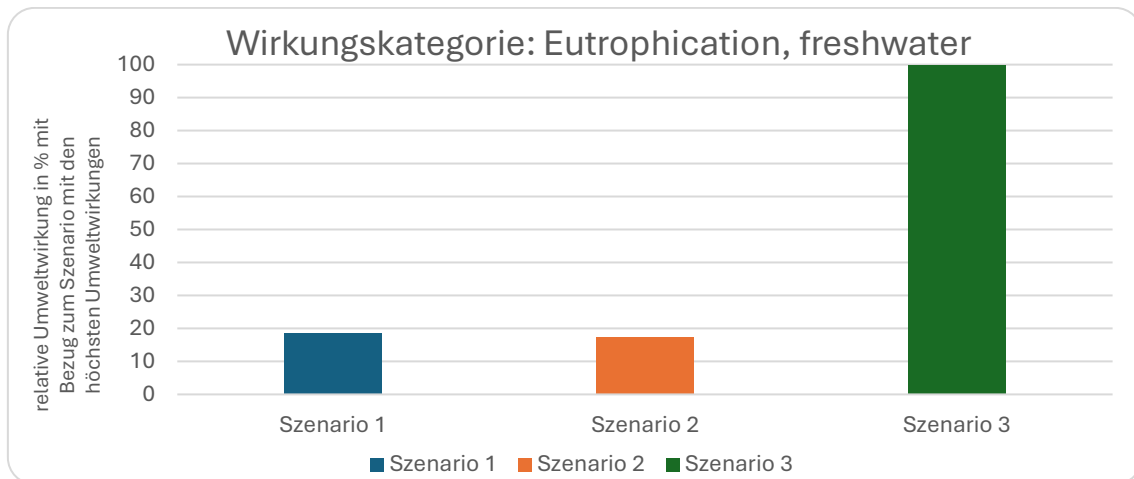


Abbildung 38 Prozentualer Vergleich der Szenarien in der Wirkungskategorie Eutrophication, freshwater Bezogen auf das jeweils umweltwirksamste Szenario

Eutrophication, terrestrial

Die terrestrische Eutrophierung weist ebenfalls vergleichbare Ergebnisse für alle Szenarien auf. Szenario 3 erreicht mit 0,0194 mol N-Äq. den höchsten normierten Wert, während Szenario 1 mit 0,0182 mol N-Äq. (93,81%) und Szenario 2 mit 0,0178 mol N-Äq. (91,75%) geringfügig darunter liegen (Abb. 39). Durch die Nutzung von PV-Strom können in den Szenarien 1 und 2 somit etwa 6–8% der terrestrischen Eutrophierungswirkungen gegenüber dem deutschen Strommix eingespart werden.

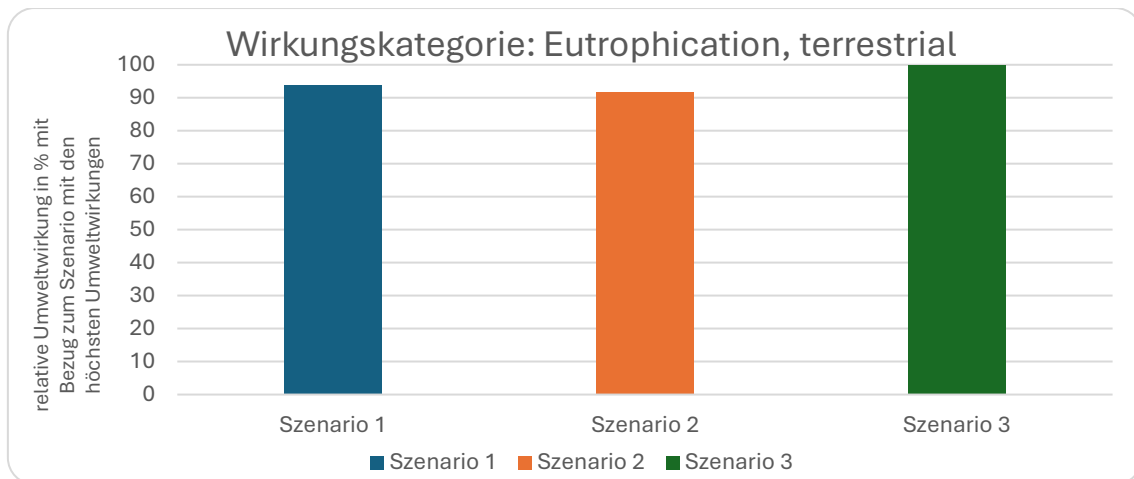


Abbildung 39 Prozentualer Vergleich der Szenarien in der Wirkungskategorie Eutrophication, terrestrial Bezogen auf das jeweils umweltwirksamste Szenario

5.2.4 Ressourcen relevante Wirkungskategorien

Land use

Alle Szenarien weisen hohe Landnutzungswerte auf, was maßgeblich auf den flächenintensiven Apfelanbau pro Kilogramm produzierter Äpfel zurückzuführen ist. Szenario 2 zeigt mit 103 pt den höchsten normierten Wert, gefolgt von Szenario 1 mit 99,4

pt (96,5%) und Szenario 3 mit 95,3 pt (92,52%) (Abb. 40). Bezogen ausschließlich auf die Stromproduktion beträgt die Landnutzung in Szenario 1 etwa 50% der Landnutzung von Szenario 2. Insgesamt verursacht Szenario 1 rund 3,5% weniger Landnutzung als Szenario 2, während Szenario 3 etwa 5 % weniger Landnutzung aufweist.

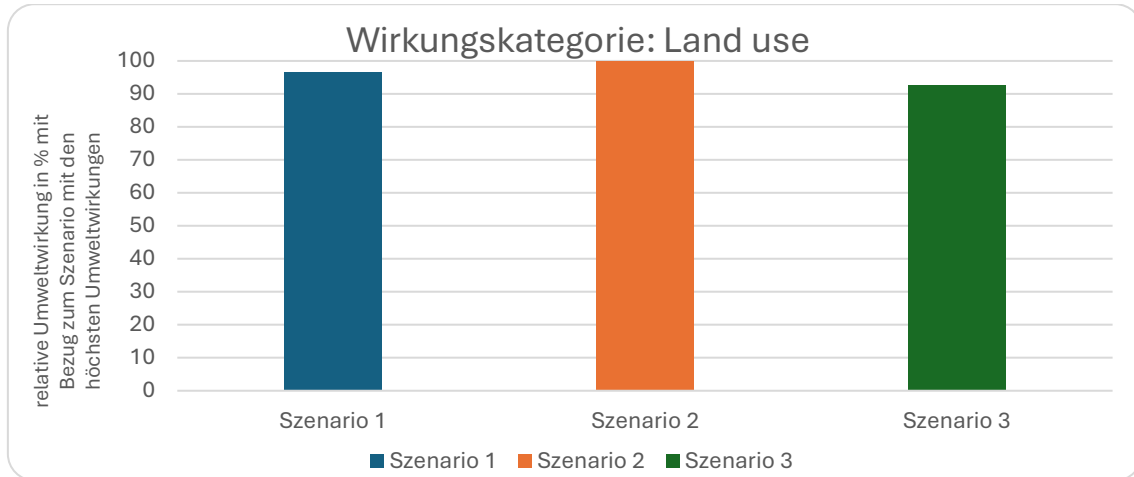


Abbildung 40 Prozentualer Vergleich der Szenarien in der Wirkungskategorie Land use Bezogen auf das jeweils umweltwirksamste Szenario

Resource use, fossils

In der Kategorie fossiler Ressourcenverbrauch (Abb. 41) weist Szenario 3 mit 9,52 W den höchsten normierten Wert auf. Szenario 1 erreicht mit 3,66 W 38,45%, Szenario 2 mit 3,34 W 34,08 %. Insgesamt verbraucht Szenario 3 damit rund 61,5% bzw. 66% mehr fossile Ressourcen als Szenario 1 und 2.

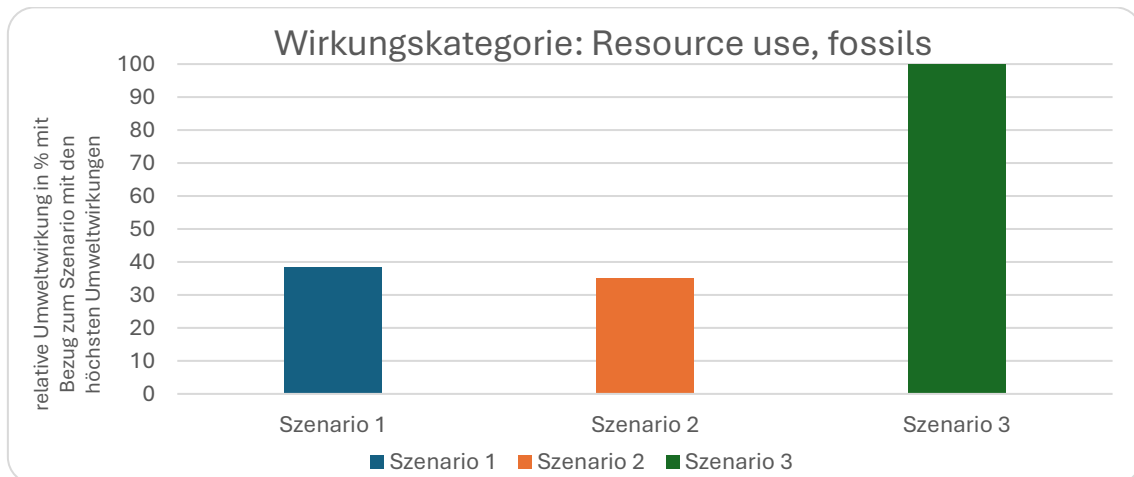


Abbildung 41 Prozentualer Vergleich der Szenarien in der Wirkungskategorie Resource use, fossils Bezogen auf das jeweils umweltwirksamste Szenario

Resource use, minerals and metals

In der Kategorie Resource use, minerals and metals weist Szenario 1 mit $5,58 \cdot 10^{-6}$ kg Sb-Äq. den höchsten normierten Wert auf (Abb. 42). Szenario 2 liegt mit $4,96 \cdot 10^{-6}$ kg Sb-Äq. bei

88,88%, während Szenario 3 mit $3,37 \cdot 10^{-6}$ kg Sb-Äq. lediglich 60,39% erreicht. Die Nutzung mineralischer und metallischer Ressourcen ist somit beim Bau einer APV-Anlage mit integrierter Apfelproduktion rund 40% höher als beim deutschen Strommix mit getrenntem Anbau. Der getrennte Anbau mit FFPV ist etwa 11% ressourcenschonender als Szenario 1.

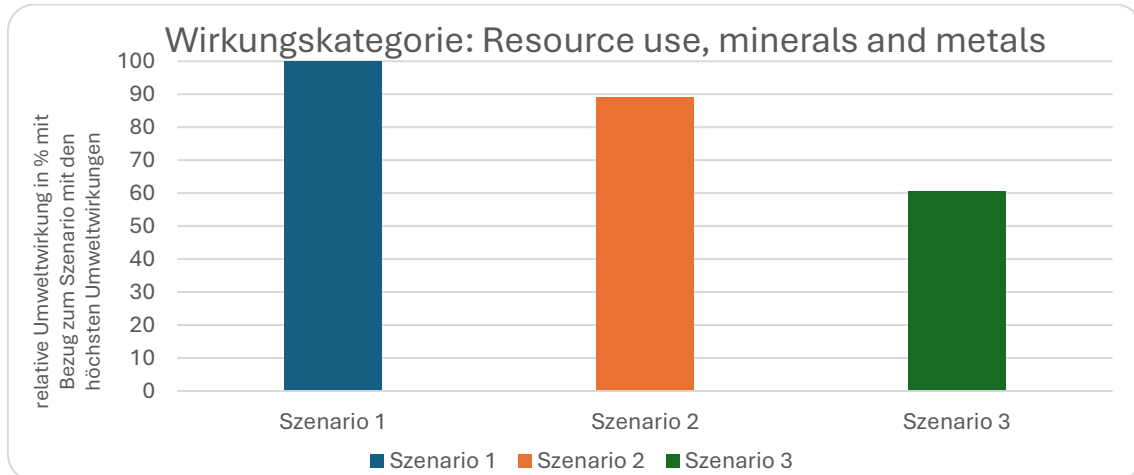


Abbildung 42 Prozentualer Vergleich der Szenarien in der Wirkungskategorie Resource use, minerals and metals Bezogen auf das jeweils umweltwirksamste Szenario

Water use

Die Wasserverbrauchswerte zeigen den höchsten normierten Wert für Szenario 1 mit $0,107 \text{ m}^3$ Deprivation. Szenario 2 liegt mit $0,0904 \text{ m}^3$ Deprivation bei 84,49%, während Szenario 3 mit $0,0588 \text{ m}^3$ Deprivation und 54,95% den niedrigsten Wert aufweist (Abb. 43). Überraschenderweise weist die getrennte Stromerzeugung (FFPV bzw. deutscher Strommix) in Kombination mit Apfelproduktion eine um etwa 45% (Szenario 3) bzw. 15% (Szenario 2) geringere Wassernutzung pro kWh produzierten Stroms auf als die Stromproduktion mittels APV.

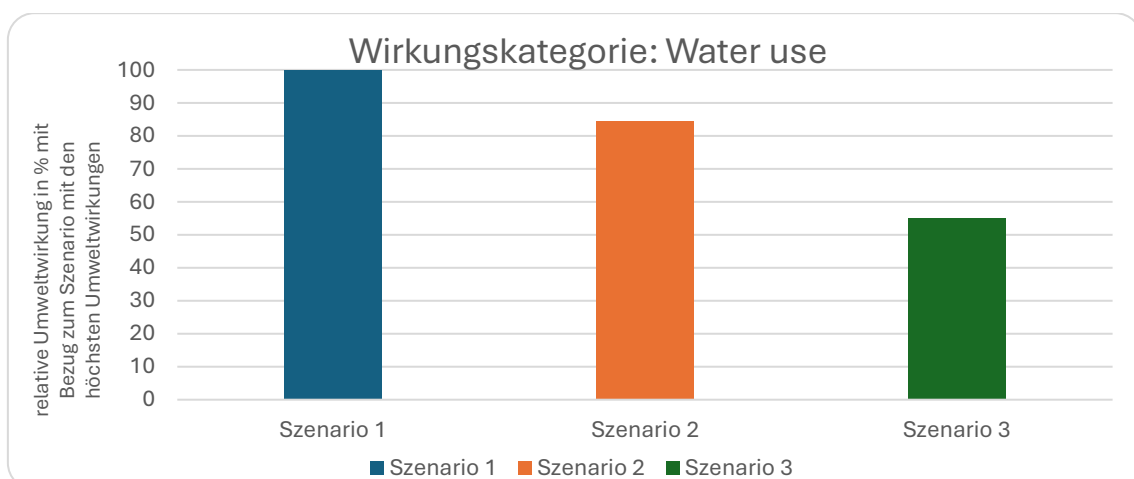


Abbildung 43 Prozentualer Vergleich der Szenarien in der Wirkungskategorie Water use Bezogen auf das jeweils umweltwirksamste Szenario

6. CO₂ Fußabdruck von Speichertechnologien

Ergänzend zur durchgeführten Ökobilanzierung (LCA wird in dieser Arbeit evaluiert, welche Speichertechnologien bezüglich Klimawandeleinfluss- und aus energietechnischer Sicht die höchsten Synergiepotenziale sowohl für die Kombination mit APV als auch für Photovoltaiksysteme im Allgemeinen aufweisen und gleichzeitig die geringsten Treibhausgasemissionen verursachen. Zu diesem Zweck wurde für die in Kapitel 2 beschriebenen Speichertechnologien eine umfassende Literaturrecherche durchgeführt.

6.1 Literaturrecherche

6.1.1 Batteriespeicher

Es wurden wissenschaftliche Publikationen wie, Fachartikel in wissenschaftlichen Zeitschriften und Berichte, zu elektrochemischen Energiespeichersystemen ausgewertet. Die berücksichtigte Literatur stammt überwiegend aus dem Zeitraum von 2014 bis 2025. Die Recherche erfolgte über Google Scholar und Web of Science unter Verwendung einschlägiger Suchbegriffe wie *Life Cycle Assessment Battery Storage Systems*, *Grid-Scale Storage*, *Utility-Scale Storage*, *LCA Lithium-Ion Battery*, *LCA Lead-Acid Battery* sowie *CO₂ Impact Battery Storage*. Ziel der Recherche war es, belastbare Aussagen zur ökologischen Bewertung von Batteriespeichern, insbesondere im Hinblick auf Treibhausgasemissionen, zu identifizieren.

Der Großteil der 49 untersuchten Studien befasst sich mit Lithium-Ionen-Batterien (31), vor allem mit Lithium-Eisenphosphat-(LFP-)Systemen (27) sowie Lithium-Schwefel-Varianten (4), die im Folgenden vereinheitlichend als LFP-Batterien bezeichnet werden. Einzelne Arbeiten berücksichtigen zudem alternative Technologien wie Blei-Säure- und Natrium-Ionen-Batterien. Methodisch dominieren in der Literatur die Nutzung der LCA-Software SimaPro sowie die Wirkungsabschätzungsmethoden ReCiPe und IPCC 2013 bzw. 2021 (Paul et al., 2024). Der überwiegende Teil der Studien ca. 70 % verfolgt einen Cradle-to-Gate-Ansatz, was, ebenso wie in der vorliegenden Arbeit, auf die eingeschränkte Datenverfügbarkeit zu End-of-Life-Szenarien von Batteriespeichern zurückzuführen ist (Baumann et al., 2017; Yudhistira et al., 2022; Paul et al., 2024). Mehrere Studien identifizieren die technische Lebensdauer der Batteriesysteme, insbesondere die Anzahl möglicher Vollzyklen, als einen der zentralen Einflussfaktoren auf die Umweltwirkungen. Ebenso hat die Wahl des Kathodenmaterials einen erheblichen Einfluss auf das Treibhauspotenzial der Batterieproduktion (Yudhistira et al., 2022). Für großskalige Batteriespeicher auf Netzebene ist die Studienlage bislang vergleichsweise dünn, was die Übertragbarkeit einzelner Ergebnisse einschränkt (Ryan et al., 2018). Aufgrund dieser Einschränkung konnten lediglich 12 der insgesamt 49 gesichteten Studien für die Zwecke dieser Arbeit berücksichtigt werden.

Das End-of-Life-Szenario stellt einen weiteren relevanten Unsicherheitsfaktor dar und kann laut Zhao und You (2019) über 20% der gesamten CO₂-Emissionen eines Batteriesystems beeinflussen (Zhao & You, 2019). Insbesondere für LFP-Batterien bestehen hohe

Unsicherheiten hinsichtlich der Emissionen am Lebensende. Eine Metastudie von Ellingsen et al. (2017) weist für die Batterieproduktion Emissionsspannen von 38 bis 356 kg CO₂-Äquivalent pro kWh Batteriekapazität aus. Für Recyclingprozesse werden Werte zwischen 3,6 und 27 kg CO₂-Äquivalent pro kWh genannt, während andere Studien End-of-Life-Emissionen im Bereich von 16 bis 32 kg CO₂-Äquivalent pro kWh ansetzen. Diese großen Spannweiten werden auf Unterschiede im Strommix der Herstellerländer, im Materialeinsatz sowie auf variierende Annahmen zum Energiebedarf der Zellproduktion zurückgeführt (Ellingsen et al., 2017; Pellow et al., 2020).

Für Lithium-Ionen-Batterien finden sich in der Literatur zwei dominante Darstellungsformen der Umweltwirkungen. Zum einen wird das Treibhauspotenzial pro wieder ins Netz eingespeister Kilowattstunde angegeben. Die hierfür berichteten Werte liegen in einem breiten Bereich von etwa 0,043 bis 1,7 kg CO₂-Äquivalent pro kWh, wobei nur Le Varlet et al. (2020) diese Werte explizit auf eine Systemlebensdauer von 20 bis 30 Jahren normieren (Le Varlet et al., 2020; Sadhukhan et al., 2021; Yudhistira et al., 2022). Häufiger wird das GWP jedoch auf die installierte Batteriekapazität bezogen. Für LFP-Systeme liegen die entsprechenden Angaben zwischen 50 und 270,99 kg CO₂-Äquivalent pro kWh Batteriekapazität (Baumann et al., 2017; Ellingsen et al., 2017; Peters & Weil, 2018; Le Varlet et al., 2020; Wickerts et al., 2023; Jasper et al., 2025).

Für alternative Batteriespeichertechnologien ist die Datenlage deutlich eingeschränkter. Für Blei-Säure-Batterien werden in zwei vergleichbaren Studien Emissionswerte zwischen 40,52 und 51,6 kg CO₂-Äquivalent pro kWh Batteriekapazität angegeben (Baumann et al., 2017; Jasper et al., 2025). Natrium-Ionen-Batterien (NaFP) weisen höhere Werte auf, die zwischen 116 und 140,33 kg CO₂-Äquivalent pro kWh Batteriekapazität liegen (Peters et al., 2016; Baumann et al., 2017). Weitere Batterietypen wie Lithium-Manganoxid-Systeme oder fahrzeugspezifische LFP-Varianten werden in einzelnen Studien zwar ebenfalls analysiert (Baumann et al., 2017; Chen & Hsieh, 2023; Wickerts et al., 2023), jedoch aufgrund eingeschränkter Vergleichbarkeit nicht in den technologieübergreifenden Vergleich der vorliegenden Arbeit einbezogen.

Die hier zusammengefassten Literaturwerte bilden die Grundlage für den quantitativen Vergleich der Batteriespeichertechnologien und sind in Kapitel 6.2 tabellarisch dargestellt.

6.1.2 Energiespeicherung mittels grünem Wasserstoff

Im Rahmen der Literaturrecherche wurden 30 wissenschaftliche Publikationen wie, Fachartikel in wissenschaftlichen Zeitschriften und Berichte zur Energiespeicherung mittels grünem Wasserstoff ausgewertet. Die berücksichtigte Literatur stammt überwiegend aus dem Zeitraum von 2020 bis 2025, mit einzelnen grundlegenden Arbeiten aus dem Jahr 2016. Die Recherche erfolgte über Google Scholar und Web of Science unter Verwendung von Suchbegriffen wie *Life Cycle Assessment Hydrogen*, *LCA Electrolyser*, *LCA Green Hydrogen*, *Hydrogen CO₂ Impact* sowie *Green Hydrogen CO₂ Impact*. Ziel war es, die ökologischen Auswirkungen der Wasserstoffproduktion, insbesondere in Bezug auf Treibhausgasemissionen, systematisch zu erfassen.

Die Mehrheit (über 90 %) der untersuchten Studien verwendet als funktionelle Einheit kg CO₂-Äquivalent pro kg erzeugtem Wasserstoff. Um eine Vergleichbarkeit mit anderen Energiespeichertechnologien zu ermöglichen, werden diese Werte in Kapitel 6.2 & 6.3 auf die FU kg CO₂ / kWh H₂ umgerechnet. Dabei werden Umwandlungsverluste während der Elektrolyse sowie Verluste bei der Rückverstromung in Brennstoffzellen berücksichtigt. Unabhängig von den jeweiligen Studien wird hierfür eine durchschnittliche Elektrolyseur-Effizienz von 85% in Anlehnung an Ghandehariun und Kumar (2016) angenommen. Der Fokus der betrachteten Arbeiten liegt ausschließlich auf den Umweltwirkungen der Produktion von grünem Wasserstoff; Vergleiche mit grauem oder blauem Wasserstoff werden nur dort herangezogen, wo dies explizit erfolgt. Entsprechend dem Fokus der vorliegenden Arbeit wird insbesondere die Erzeugung von Wasserstoff mittels Photovoltaikstrom betrachtet.

Die meisten Studien (über 80%) folgen einem Cradle-to-Gate-Ansatz und nutzen überwiegend die IPCC-2013-Methode zur Wirkungsabschätzung (Maniscalco et al., 2024). Ein zentrales methodisches Problem stellt die Heterogenität der funktionellen Einheiten sowie der angenommenen Speicherdrücke dar, da unterschiedliche Kompressions- und Speicherverfahren einen relevanten Einfluss auf das Treibhauspotenzial pro kg H₂ haben können. Aufgrund der damit verbundenen, zusätzlichen Komplexität wird dieser Aspekt im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht weiter differenziert betrachtet.

Zudem werden Studien herangezogen, die die Herstellung von Wasserstoff auf Basis erneuerbarer Energien untersuchen. Dies erfordert, dass für die jeweiligen Produktionsverfahren bereits Lebenszyklusannahmen zum CO₂-Ausstoß der zugrunde liegenden Energieerzeugung getroffen werden. Die meisten betrachteten Studien machen jedoch keine detaillierten Angaben zu den verwendeten LCA-Datenquellen für die erneuerbare Strombereitstellung, was bei der Interpretation der Ergebnisse entsprechend zu berücksichtigen ist.

Mehrere Studien zeigen, dass die Herstellung der Elektrolyseurkomponenten den dominierenden Beitrag zum Global Warming Potential leistet. Insbesondere die Zell- bzw. Stackproduktion ist mit über 90% der gesamten Treibhausgasemissionen der Elektrolyseuranlage der wichtigste Emissionstreiber (Maniscalco et al., 2024). In einzelnen Prozessketten, wie etwa dem Cu-Cl-Zyklus, entfallen rund 91% der CO₂-Emissionen auf den Bau der zugehörigen Solaranlagen, während die operative Phase des Elektrolyseurs weniger als 5% der Emissionen verursacht. Ähnlich wie bei Batteriespeichern beeinflussen auch beim Wasserstoffsystem der Strommix der Herstellerländer sowie der Transport der Komponenten den CO₂-Fußabdruck erheblich (Häfele et al., 2016; de Kleijne et al., 2024).

Ein weiterer Einflussfaktor sind Wasserstoffverluste entlang der Produktions-, Speicher- und Transportkette. Das Austreten von H₂ kann den klimatischen Effekt von grünem Wasserstoff verschlechtern und erhöht den effektiven CO₂-Ausstoß pro kg H₂ (Goita et al., 2025). Aktuelle Analysen zeigen weiter, dass der globale Beitrag geplanter Wasserstoffprojekte zur Reduktion der Treibhausgasemissionen begrenzt bleibt. Eine Studie von Terlouw et al. (2025) kommt zu dem Ergebnis, dass unter Berücksichtigung aller

bis 2043 bei der IEA gelisteten Projekte lediglich eine jährliche Emissionsreduktion von etwa 0,5 bis 3% zu erwarten ist. Auch der Transport von Wasserstoff kann einen erheblichen Einfluss auf das lebenszyklusbasierte Treibhauspotenzial (GWP) haben. So zeigen Studien wie Anand et al. (2026), dass der Transport im Vergleich zu einer lokalen Produktion, abhängig vom Herkunftsland, zwischen 74 % und 85 % des gesamten GWPs ausmachen kann.

Die Lebensdauer der eingesetzten Elektrolysetechnologie hat einen erheblichen Einfluss auf die Ökobilanz. Alkalische Elektrolyseure (AEL) gelten als technologisch ausgereift und erreichen erwartete Lebensdauern von über 60.000 Betriebsstunden. Bei einer jährlichen PV-Betriebsdauer von etwa 1.600 bis 2.000 Stunden kann somit von einer technischen Lebensdauer von rund 30 Jahren ausgegangen werden (Fraunhofer ISE, 2025a). Protonenaustauschmembran-Elektrolyseure (PEM) weisen Lebensdauern von etwa 50.000 bis 80.000 Stunden auf und gelten als marktreif, sind allerdings noch nicht so etabliert wie Elektrolyse via AEL (Wei et al., 2024). Zusätzlich zeigen Studien, dass der Betrieb von Elektrolyseuren mit stark fluktuierender Gleichstromversorgung zu Effizienzverlusten, erhöhtem Gasdurchfluss und möglichen Verunreinigungen des Wasserstoffs führen kann (Shaya et al., 2024).

Auch die Lebensdauer der PV-Module beeinflusst die Umweltbilanz der Wasserstoffproduktion erheblich. Eine Verlängerung der Modulnutzungsdauer von 30 auf 60 Jahre kann das Treibhauspotenzial der Wasserstofferzeugung nahezu halbieren, beispielsweise von 8,67 auf 4,33 kg CO₂-Äquivalent pro kg H₂ (Zhang et al., 2022). Darüber hinaus spielen End-of-Life-Szenarien der Elektrolyseuranlagen eine wichtige Rolle. Je nach Recyclingstrategie können bis zu 77% der Materialien und etwa 50% der Komponenten einer AEL-Anlage wiederverwendet werden, was die Umweltwirkungen deutlich reduziert (Ajeeb, Baptista, et al., 2024; Hoppe et al., 2025).

Für die Herstellung der Elektrolyseur-Stacks selbst werden lebenszyklusbezogene Emissionswerte von 253,7 kg CO₂-Äquivalent pro kW für AEL, 137,47 kg CO₂-Äquivalent pro kW für PEM, 99,22 kg CO₂-Äquivalent pro kW für AEM und 106,64 kg CO₂-Äquivalent pro kW für SOE angegeben (X. Wei et al., 2024).

Da die Mehrzahl der Studien den CO₂-Einfluss pro kg erzeugtem Wasserstoff angibt und nur wenige Arbeiten eine dimensionsgleiche Betrachtung zur Batteriekapazität vornehmen, werden in der vorliegenden Arbeit ausschließlich Studien berücksichtigt, bei denen der für die Elektrolyse eingesetzte Strom aus erneuerbaren Quellen, insbesondere Photovoltaik, stammt. In den meisten ausgewerteten Studien wurden für AEL Emissionsspannen von 2,4 bis 2,94 kg CO₂ pro kWh ermittelt (Ajeeb et al., 2024; Y. Wei et al., 2024). Darüber hinaus berücksichtigten einige Arbeiten unterschiedliche Anlagen- und Systemkonfigurationen, unter anderem Kleijne et al. (2024), die ebenfalls AEL-Elektrolyse in ihre Datengrundlage einbezogen. In diesen Studien wurden teils höhere Werte von 2,9 bis 4,83 kg CO₂ pro kWh angegeben (Tabrizi et al., 2023; Goita et al., 2025). Diese Spannweiten wurden in der vorliegenden Arbeit sowohl für die Bilanzierung der AEL- als auch der PEM-Elektrolyse berücksichtigt.

Für die Protonenaustauschmembran-Elektrolyse (PEM) wurden in der Literatur Emissionsbereiche von 2,5 bis 9,37 kg CO₂ pro kWh gefunden (vgl. Tabelle 20). Für die SOE konnte hingegen nur eine einzelne Literaturquelle identifiziert werden, die einen Global-Warming-Potential-Einfluss von 2,9 kg CO₂ pro kWh angibt. Aufgrund dieser sehr begrenzten Datenlage wurde diese Elektrolysekonfiguration im weiteren Vergleich der Speichertechnologien nicht berücksichtigt.

6.1.3 Energiespeicherung mittels grünem Ammoniak

Im Rahmen der Literaturrecherche wurden 35 wissenschaftliche Publikationen wie, Fachartikel in wissenschaftlichen Zeitschriften und Berichte zu den Themen der Energiespeicherung mittels grünem Ammoniak ausgewertet. Die berücksichtigte Literatur stammt überwiegend aus dem Zeitraum von 2020 bis 2025. Die Recherche erfolgte über Google Scholar und Web of Science unter Verwendung von Suchbegriffen wie *Life Cycle Assessment Ammonia*, *LCA Haber-Bosch*, *LCA Green Haber-Bosch*, *LCA Ammonia from Green Energy*, *Green Ammonia CO₂ Impact* sowie *Ammonia Production CO₂ Impact*.

Die meisten (über 90%) der analysierten Studien verwenden als funktionelle Einheit t CO₂-Äquivalent pro t NH₃, welche zur besseren Vergleichbarkeit zunächst in kg CO₂-Äquivalent pro kg NH₃ umgerechnet wird. Um einen Vergleich mit anderen Energiespeichertechnologien zu ermöglichen, werden diese Werte in Kapitel 6.2 & 6.3 zusätzlich auf die FU kg CO₂ / kWh NH₃ umgerechnet. Hierfür werden Umwandlungsverluste während der Elektrolyse sowie Verluste bei der Rückverstromung in Brennstoffzellen berücksichtigt. Unabhängig von den jeweiligen Studien wird analog zur Wasserstoffanalyse eine durchschnittliche Elektrolyseur-Effizienz von 85% angenommen. Die Effizienz des Haber-Bosch-Verfahrens wird gemäß der in der Literatur angegebenen Referenzwerte angesetzt, wobei eine Versorgung mit PV-Strom unterstellt wird.

Methodisch folgen die meisten Studien (ca. 70%) einem Cradle-to-Gate-Ansatz und nutzen überwiegend die ReCiPe-Methode, gefolgt von IPCC 2013 zur Wirkungsabschätzung (Maniscalco et al., 2024). Zudem werden Studien herangezogen, die die Herstellung von Ammoniak auf Basis erneuerbarer Energien untersuchen. Dies erfordert, dass für die jeweiligen Produktionsverfahren bereits Lebenszyklusannahmen zum CO₂-Ausstoß der zugrunde liegenden Energieerzeugung getroffen werden. Die meisten betrachteten Studien machen, analog zur Wasserstoff Herstellung, jedoch keine detaillierten Angaben zu den verwendeten LCA-Datenquellen für die erneuerbare Strombereitstellung, was bei der Interpretation der Ergebnisse entsprechend zu berücksichtigen ist.

Ein zentrales Merkmal der Energiespeicherung mittels Ammoniak, ebenso wie bei E-Fuels, ist der vergleichsweise geringe Gesamtwirkungsgrad, der sich aus der Vielzahl der notwendigen Prozessschritte ergibt. Demgegenüber stehen jedoch Vorteile wie die hohe Energiedichte sowie, die im Vergleich zu Wasserstoff, deutlich vereinfachten Transport- und Speicherbedingungen. Ammoniak kann ohne extreme Druck- oder Temperaturanforderungen transportiert werden, was sowohl technisch als auch infrastrukturell Vorteile bietet; bei E-Fuels ist dieser Effekt noch ausgeprägter.

Mehrere Studien zeigen, dass die Kombination von AEL und H-B-Synthese bei Nutzung erneuerbarer Energien das Treibhauspotenzial im Vergleich zu konventionellen Verfahren der NH_3 Herstellung um bis zu 90% reduzieren kann (Liu et al., 2020). Insgesamt liegen die Treibhausgasemissionen von grünem Ammoniak etwa 70% unter denen konventionell hergestellten Ammoniaks, das überwiegend auf Dampfreformierung von Erdgas (SMR) basiert (Al-Ghussain et al., 2025). SMR-basierte Verfahren verursachen rund 2,6 kg CO_2 pro kg NH_3 (Liu et al., 2020; Al-Ghussain et al., 2025; Lee et al., 2024). Derzeit stammen etwa 96% des für die Ammoniakproduktion eingesetzten Wasserstoffs aus grauen Quellen, wovon rund 70% über SMR erzeugt werden (Mayer et al., 2023).

Der Strombedarf für die Herstellung von grünem Ammoniak liegt je nach Systemkonfiguration zwischen 7,64 und 9,49 kWh pro kg NH_3 (Song et al., 2025). Laut Song et al. ist die Ammoniakproduktion auf Basis von Windstrom tendenziell mit geringeren CO_2 -Emissionen verbunden als bei ausschließlicher Nutzung von PV-Strom. Allerdings stellt in nahezu allen betrachteten Szenarien der Elektrolyseur den größten Einflussfaktor auf den Strombedarf und damit auf die Umweltwirkungen der NH_3 -Produktion dar (ebd.).

Ein weiterer wesentlicher Einflussfaktor ist der Transport von Ammoniak. In einer koreanischen Studie wurde gezeigt, dass beim Transport von grünem Ammoniak von Australien nach Korea bis zu 95% des gesamten Treibhauspotenzials auf den Transport entfallen (Akhtar & Liu, 2021). Die Autoren weisen darauf hin, dass die lokale Produktion von Ammoniak aus ökologischer Sicht deutlich vorteilhafter ist, solange der Transport über mit fossilen Brennstoffen betriebene Tankschiffe erfolgt. Nur bei einer Dekarbonisierung des Transports kann Ammoniakexport einen relevanten Beitrag zur Klimaschutzstrategie leisten (Makhlouf et al., 2015; Anand et al., 2026).

Mit Ausnahme einer einzelnen Studie basieren alle untersuchten Arbeiten auf dem Haber-Bosch-Verfahren zur Ammoniakherstellung. In den meisten Fällen wird grüne Energie aus einem Mix erneuerbarer Quellen eingesetzt. Zwei Studien untersuchten explizit AEL-basierte Systeme, zwei weitere PEM-basierte Systeme, während die übrigen Arbeiten Mischkonfigurationen betrachteten. Für AEL-basierte NH_3 -Produktion wurden Emissionsspannen von 0,316 bis 0,498 kg CO_2 -Äquivalent pro kg NH_3 ermittelt (Song et al., 2025; X. Wei et al., 2024). Für PEM-basierte Systeme liegen die Werte zwischen 0,1 und 0,257 kg CO_2 -Äquivalent pro kg NH_3 (Al-Ghussain et al., 2025; Song et al., 2025). Da für einige Szenarien keine eindeutige Zuordnung zur Elektrolysetechnologie vorliegt, werden diese Emissionswerte beiden Verfahren zugerechnet. Eine Übersicht der verwendeten Literatur ist in Kapitel 6.2 dargestellt.

6.2 Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Literaturrecherche tabellarisch zusammengefasst und im darauffolgenden Unterkapitel vergleichend ausgewertet. Es wird dabei angenommen, dass der erzeugte Strom bzw. die betrachteten Speichertechnologien lokal genutzt werden. Ein möglicher Transport von Energieträgern wie Wasserstoff oder

Ammoniak wird in dieser Betrachtung nicht berücksichtigt. Berücksichtigt werden ausschließlich die Wiederverstromung von H₂ und NH₃ sowie die damit verbundenen Wirkungsgrade und Energieverluste. Es wird für alle Speichertechnologien angenommen das ca. 50% (=57.710,64 MWh) der auf die Gesamtlebenszeit produzierten Energie gespeichert wird.

6.2.1 Batteriespeicher

Die Ergebnisse der Literaturrecherche zu Batteriespeichern sind in Tabelle 20 zusammengefasst.

Tabelle 20 Übersicht zur Literaturrecherche der Batteriespeicher

Batterie Typ	Einfluss in CO ₂ /kWh	Methode	Quelle
In kg CO₂ pro kWh ins netzt eingespeister Energie			
LFP (grid)	1,7	IPCC 2013	(Sadhukhan et al., 2021)
LFP (grid)	1,64	EF 2.0	(Yudhistira et al., 2022)
LFP (residential)	0,043-0,084	IPCC 2013	(Le Varlet et al., 2020)
In kg CO₂ pro kWh Batteriekapazität			
LFP (grid)	169	ReCiPe	(Peters & Weil, 2018)
LFP(Grid)	147,41-168,56	IPCC 2013	(Baumann et al., 2017)
LFP (residential)	200	IPCC 2013	(Le Varlet et al., 2020)
LFP	50,04	ReCiPe	(Jasper et al., 2025)
LFP (grid) (LiFePO)	270,99	IPCC 2013	(Baumann et al., 2017)
Lithium-ion batteries for EVs (NMC622)	49,2-81,1	ReCiPe	(Chen & Hsieh, 2023)
LiSO	304-523	ReCiPe	(Wickerts et al., 2023)
LMO (grid)	118,9	IPCC 2013	(Baumann et al., 2017)
Lead-Acid (grid)	40,52	ReCiPe	(Jasper et al., 2025)
Lead-Acid (grid)	51,6	IPCC 2013	(Baumann et al., 2017)
NaFP NaNiCl (grid)	116	IPCC 2013	(Baumann et al., 2017)
NaFP (NaNiCl) SIB (grid)	140,33	ReCiPe	(Peters et al., 2016)

Die in der Literatur gefundenen Werte weisen teilweise erhebliche Abweichungen auf. Dies betrifft sowohl die absoluten Ergebnisse als auch die verwendeten funktionellen Einheiten zur Beschreibung des Global Warming Potentials (GWP), wie bereits in Kapitel 4.2.1 dargestellt. Für die Vergleichbarkeit wird im Folgenden die Einheit kg CO₂ pro kWh Speicherkapazität herangezogen.

Zur Reduktion der Spannbreiten und zur besseren Vergleichbarkeit wird für die am weitesten verbreiteten und technologisch ausgereiftesten Batteriesysteme (LFP, Pb H⁺ und NaFP) jeweils ein Medianwert gebildet. Literaturquellen, die mehrere Batteriekonfigurationen untersuchten, wurden bei der Berechnung für die jeweiligen Technologien berücksichtigt:

- ➔ LFP (kg CO₂/kWh, Median): (169; 147,41; 168,56; 200; 50,04) = 168,56
- ➔ NaFP (kg CO₂/kWh, Median): (140,33; 116) = 128,17
- ➔ Pb H⁺ (kg CO₂/kWh, Median): (40,52; 51,6) = 46,06

Es zeigt sich, dass die Energiespeicherung mittels Blei-Säure-Batterien den geringsten GWP-Einfluss aufweist. Darauf folgen NaFP-Batterien mit einem um etwa 178,2% höheren Einfluss sowie LFP-Batterien mit einem rund 265,9% höheren GWP im Vergleich zu Blei-Säure-Batterien. Gleichzeitig ist die Datenlage für LFP-Batterien am umfassendsten, weshalb diese Technologie im folgenden Kapitel für den Vergleich mit den weiteren Speichertechnologien herangezogen wird.

Unter Annahme eines Wirkungsgrades von 90% für LFP- und NaFP-Batterien sowie von 65% für Pb H⁺-Batterien (Statista, 2012) ergibt sich folgende gesamte Stromspeicherkapazität über die Anlagenlebensdauer. Der verwendete Wirkungsgrad für Pb H⁺-Batterien ist dabei als konservativ zu betrachten, da aktuelle Systeme je nach Hersteller Wirkungsgrade von bis zu 80% erreichen:

- ➔ LFP & NaFP: $(115.421.286,9 / 0,5) * 0,9 = 51.939,58 \text{ MWh}$
- ➔ Pb H⁺: $(115.421.286,9 / 0,5) * 0,65 = 37.511,92 \text{ MWh}$

Aufgrund des geringeren Wirkungsgrades können Blei-Säure-Batterien somit über die gesamte Lebensdauer rund 27,8% weniger Energiespeichern als LFP- und NaFP-Batteriesysteme.

6.2.2 Wasserstoffspeicher

Die Ergebnisse der Literaturrecherche zu Batteriespeichern sind in Tabelle 21 zusammengefasst.

Tabelle 21 Übersicht der Literaturrecherche zu Wasserstoff

Elektrolyse Typ (Strom PV)	Einfluss in kg CO ₂ / kg H ₂	Methode	Quelle
AEL mit Cu-Cl cycle	2,4	IPCC 2013	(Wei et al., 2024)
AEL	2,396	EF 3.1	(Ajeeb, Baptista, et al., 2024)
AEL	2,94	IPCC 2013	(Ajeeb et al., 2025)
PEM	2,5	IPCC 2013	(Husain Patel et al., 2024)
PEM	2,8	Verschiedene Methoden	(Henriksen et al., 2024)
PEM	5,75	ReCiPe	(Sharma et al., 2020)
PEM	3,66	IPCC 2013	(Vazquez-Sanchez et al., 2025)
PEM	9,37	IPCC 2013	(Zhang et al., 2022)
Verschiedene Konfigurationen	4,83	Verschiedene Methoden	(Tabrizi et al., 2023)
Verschiedene Konfigurationen	2,9	Verschiedene Methoden	(de Kleijne et al., 2024)
Verschiedene Konfigurationen	2,9-3,2	IPCC 2013	(Goita et al., 2025)
SOE	2,9	Verschiedene Methoden	(Henriksen et al., 2024)

Die in der Literatur ermittelten Werte weisen teilweise erhebliche Abweichungen auf. Zur besseren Vergleichbarkeit wurde daher für die ausgereiftesten Elektrolysetechnologien AEL und PEM jeweils ein Median gebildet. Studien, die mehrere Elektrolysekonfigurationen untersuchten, wurden bei der Medianbildung beiden Technologien zugeordnet:

- ➔ AEL in kg CO₂/kg H₂ (Median): (2,4; 2,396; 2,94; 2,9; 3,05; 4,83) = 2,92
- ➔ PEM in kg CO₂/kg H₂ (Median): (2,5; 2,8; 5,75; 3,66; 9,37; 4,83; 2,9; 3,05) = 3,36

Damit ist AEL die CO₂-ärmste Elektrolysevariante, während PEM einen rund 13,1% höheren GWP aufweist. Auf Basis eines Wirkungsgrades von 65% für AEL und 63% für PEM bei der

Wasserstofferzeugung (Fraunhofer IKT, 2025) sowie unter Berücksichtigung von Brennstoffzellenwirkungsgraden von 50% (AEL) bzw. 60% (PEM) (Kurzweil, 2025) wurde anschließend die über die Lebensdauer speicherbare Energiemenge berechnet:

- ➔ AEL: $(115.421.286,9 / 0,5) \cdot 0,65 \cdot 0,5 = 18.755,96 \text{ MWh H}_2$
- ➔ PEM: $(115.421.286,9 / 0,5) \cdot 0,63 \cdot 0,6 = 21.814,62 \text{ MWh H}_2$

Es zeigt sich, dass aufgrund des geringeren Gesamtwirkungsgrades aus Elektrolyse und Brennstoffzelle mit AEL über die betrachtete Lebensdauer von 30 Jahren rund 14,0% weniger Energie gespeichert werden kann als mit PEM.

6.2.3 Ammoniakspeicher

Die Ergebnisse der Literaturrecherche zu Ammoniakspeichern sind in Tabelle 22 zusammengefasst.

Tabelle 22 Übersicht Ergebnisse Literaturrecherche Ammoniak

Methode H ₂ Quelle (Stromquelle)	Einfluss in kg CO ₂ / kg H ₂	Methode	Quelle
H-B PEM (PV,Wind)	0,1-0,5	IPCC 2013	(Al-Ghussain et al., 2025)
H-B Unbekannt (PV,Wind)	0,177	ReCiPe	(Ochoa, 2023)
H-B SOE,AEL & PEM (PV,Wind)	0,257-0,316	ReCiPe	(Song et al., 2025)
H-B Verschiedene (PV)	0,7	ReCiPe	(Boero et al., 2021)
H-B AEL (EE mix)	0,498	ImpactWorld & EPS2000	(Wei et al., 2024)
eNRR Biomass (EE mix)	0,3-0,5	Nicht genannt (vermutlich IPCC 2013)	(Wei et al., 2026)

Die in der Literatur ermittelten Werte weisen teilweise erhebliche Abweichungen auf. Zur besseren Vergleichbarkeit wurde daher ein Median gebildet. Das Verfahren der elektrochemischen Stickstoffreduktion (eNRR) wurde aufgrund der fehlenden Vergleichbarkeit und der geringen Datenlage nicht in die Medianbildung einbezogen. Studien, die mehrere Elektrolysekonfigurationen betrachteten, wurden bei der Berechnung beiden Technologien zugeordnet:

- ➔ AEL NH₃ in kg CO₂/kg NH₃ MEDIAN: $(0,498; 0,7; 0,177) = 0,498$

➔ PEM NH₃ in kg CO₂/kg NH₃ MEDIAN: (0,3; 0,177; 0,287; 0,7) = 0,294

Damit weist die Ammoniakherstellung auf Basis der AEL-Elektrolyse den geringeren spezifischen CO₂-Ausstoß auf, während die PEM-Variante einen rund 13,1% höheren GWP verursacht.

Auf Grundlage eines Wirkungsgrades von 65% für AEL und 63% für PEM bei der Wasserstoffherzeugung (Fraunhofer IKTS, 2025), unter Berücksichtigung von Brennstoffzellenwirkungsgraden von 50% (AEL) bzw. 60% (PEM) (Kurzweil, 2025) sowie eines Wirkungsgrades des Haber-Bosch-Verfahrens von 60% (ebd.) wurde die über die Lebensdauer speicherbare Energiemenge berechnet:

➔ AEL : $(115.421.286,9 * 0,5) * 0,65 * 0,5 * 0,6 = 10.907,31 \text{ MWh NH}_3$

➔ PEM : $(115.421.286,9 * 0,5) * 0,63 * 0,6 * 0,6 = 13.088,77 \text{ MWh NH}_3$

Es zeigt sich, dass aufgrund des geringeren Gesamtwirkungsgrades aus Elektrolyse, Ammoniaksynthese und Brennstoffzelle bei der AEL-basierten Ammoniakspeicherung, analog zu den Ergebnissen der Wasserstoffsysteme, über die betrachtete Lebensdauer von 30 Jahren rund 14% weniger Energie gespeichert werden kann als bei der PEM-Variante.

6.3 Ergebnisse der Treibhausgasbilanz der Energieproduktion in Kombination mit Speichertechnologien

Im Folgenden werden die Szenarien der Energieproduktion und Energiespeicherszenarien anhand ihrer Treibhausgasbilanz und der über die Lebensdauer bereitgestellten Energiemenge verglichen. Der Vergleich ist mit Unsicherheiten behaftet, da die Speichertechnologien in der Literatur oft unterschiedliche funktionelle Einheiten verwenden. Um eine Vergleichbarkeit herzustellen, musste das Batterieszenario an die Wasserstoff- und Ammoniakszenarien angepasst werden, was aufgrund der abweichenden Bezugsgrößen herausfordernd war.

Eine direkte Umrechnung ist nur auf Basis der Studie von Le Varlet et al. (2020a) möglich, die einen LiFePO₄-Batteriespeicher mit 200 kg CO₂ pro kWh Speicherkapazität angibt. Dies entspricht 0,043–0,082 kg CO₂ pro ins Netz eingespeister kWh. Mit dem oberen Wert ergibt sich ein Umrechnungsfaktor von 2439, der auf den Median der übrigen LFP-Literaturwerte angewendet einen vergleichbaren spezifischen Emissionswert von 0,069 kg CO₂/kWh liefert. Dieser Wert dient als Grundlage für den Vergleich mit den anderen Speichertechnologien.

Für den Vergleich wird zudem die Energiedichte der chemischen Speicher berücksichtigt: 33,3 kWh/kg für Wasserstoff und 5,4 kWh/kg für Ammoniak (Kurzweil, 2013). Eine detaillierte Einordnung erfolgt in der folgenden Tabelle 23.

Tabelle 23 Vergleich der Treibhausgasbilanzen der Energieproduktion in 3 Szenarien und der Speichertechnologien

Speicher-Typ / Erzeugungs-Szenario	kg CO ₂ / kWh *	Gesamt Energie Speicher-kapazität in MWh **	Lebenszeit CO ₂ in t ***	Lebenszeit CO ₂ in t für Szenario 1 ****	Lebenszeit CO ₂ in t für Szenario 2 ****	Lebenszeit CO ₂ in t für Szenario 3 ****
Batterie LFP	0,069	51.939,58	3.583,83	15.183,83	12.193,83	58.683,83
Wasserstoff AEL	0,089	18.755,96	1.631,77	13.231,77	10.241,77	56.731,77
Wasser-stoff PEM	0,1	21.814,62	2.181,46	13.781,46	10.791,46	57.281,46
Ammoniak AEL	0,092	10.907,31	1.003,47	12.603,47	9.613,47	56.103,47
Ammoniak PEM	0,088	13.088,77	1.151,81	12.751,81	9.761,81	56.251,81

*pro eingespeister kWh für Batterien und pro kWh H₂ und NH₃ in Strom umgewandelt / **pro Speicherform von 50% erzeugter Energie (= 115.421.286,9 / 2= 57.710,64) MWh / ***pro Auf Lebenszeit entstehendes CO₂ in t Pro Speicher-Technologie / **** Gesamt CO₂ Emissionen Bezüglich der Gesamtlebenszeit von 30 Jahren in Kombination mit den jeweiligen Speichertechnologien: CO₂ Emissionen von Szenario 1→ 11.600 t CO₂, Szenario 2→ 8.610 t CO₂, Szenario 3→55.100 t CO₂

Die geringsten spezifischen Emissionen weist der LFP-Batteriespeicher mit 0,069 kg CO₂/kWh auf. Die Wasserstoffsysteme liegen darüber, wobei Wasserstoff aus AEL-Elektrolyse mit 0,087 kg CO₂/kWh geringere Emissionen aufweist als Wasserstoff aus PEM-Elektrolyse mit 0,10 kg CO₂/kWh, welche den höchsten spezifischen Emissionswert innerhalb der betrachteten Speicheroptionen aufweist. Die Ammoniakpfade bewegen sich in einem ähnlichen Emissionsbereich wie Wasserstoff. Für Ammoniak aus PEM-Elektrolyse ergeben sich 0,088 kg CO₂/kWh und für Ammoniak aus AEL-Elektrolyse 0,092 kg CO₂/kWh. Damit zeigen alle chemischen Speicherpfade höhere spezifische Emissionen pro Kilowattstunde als der Batteriespeicher, wobei die Unterschiede zwischen Wasserstoff- und Ammoniaksystemen insgesamt moderat ausfallen.

Bezogen auf die über die Lebensdauer bereitgestellte Energiemenge erreicht der LFP-Batteriespeicher mit 51.939,58 MWh den höchsten Wert und liegt damit deutlich über allen chemischen Speicheroptionen. Innerhalb der Wasserstoffsysteme weist die PEM-Variante mit 21.814,62 MWh eine höhere Lebenszeit-Speicherkapazität auf als die AEL-Variante mit 18.755,96 MWh. Die Ammoniakpfade zeigen die geringsten über die Lebensdauer gespeicherten Energiemengen, mit 13.088,77 MWh für Ammoniak PEM und 10.907,31 MWh für Ammoniak AEL.

In Bezug auf die absoluten Treibhausgasemissionen über die gesamte Lebensdauer weist der Batteriespeicher mit 3.583,83 t CO₂ den höchsten Wert auf, während die Ammoniakspeicherung mittels AEL-Elektrolyse mit 1.003,47 t CO₂ die geringsten

Gesamtemissionen verursacht. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass der CO₂-Fußabdruck des Batteriespeichers zwar etwa 3,6-mal höher ausfällt als jener des AEL-Ammoniaks, die über die Lebensdauer gespeicherte Energiemenge jedoch nahezu 4,8-mal höher ist.

Zusammenfassend zeigt sich, dass der Batteriespeicher sowohl die geringsten spezifischen CO₂-Emissionen pro gespeicherter kWh als auch die höchste über die Lebensdauer bereitgestellte Energiemenge aufweist. Die chemischen Speicheroptionen H₂ und NH₃ liegen bei den spezifischen Emissionen auf einem höheren, jedoch untereinander vergleichbaren Niveau und erreichen deutlich geringere Lebenszeit-Speicherkapazitäten. Trotz höherer spezifischer Emissionen verursachen chemische Speicher über die Lebensdauer einen geringeren absoluten CO₂-Ausstoß als Batteriespeicher. Mit steigenden Wirkungsgraden könnte insbesondere die Speicherung und Wiederverstromung von Ammoniak künftig an Bedeutung gewinnen.

Szenario 1 weist über die gesamte Lebensdauer hinweg, unabhängig von der Speichertechnologie, im Mittel einen rund 20% höheren CO₂-Fußabdruck auf als Szenario 2. Dies ist, wie in Kapitel 7.1 beschrieben, auf den höheren Materialaufwand für Unterkonstruktion und Anlagenbau zurückzuführen. Insgesamt verursacht die Agri-PV-Anlage über die Lebensdauer hinweg einen rund 74% geringeren CO₂-Ausstoß als Szenario 3, unabhängig von der gewählten Speichertechnologie. Die Speichertechnologien tragen etwa 25% der Gesamtemissionen in Szenario 1 und rund 30% in Szenario 2 bei. Der Beitrag des Apfelanbaus liegt in beiden Szenarien unter 5% der gesamten GWP-Emissionen. In Szenario 3 beträgt der Anteil der Apfelproduktion sogar lediglich 0,92%. Die Speichertechnologien machen dort nur rund 6% der Gesamtemissionen aus, was den dominierenden Einfluss der Stromerzeugung und der zugrunde liegenden Stromquelle auf den gesamten CO₂-Fußabdruck der gespeicherten Energie deutlich unterstreicht.

Bezogen auf das Szenario mit dem geringsten GWP pro gespeicherter kWh stellt Szenario 2 mit standörtlich getrenntem Apfelanbau in Kombination mit einem Batteriespeicher die vorteilhafteste Option dar.

Bei Betrachtung der gesamten Lebensdauer von 30 Jahren ergibt sich noch für die Chemischen Speichertechnologien die Kombination aus FFPV (Szenario 2) und Ammoniaksynthese mittels PEM-Elektrolyse als insgesamt emissionsärmste Variante. Dieses Ergebnis ist jedoch maßgeblich auf die hohen Wirkungsgradverluste der NH₃-Produktion zurückzuführen:

Da letztlich deutlich weniger nutzbare Energie gespeichert bzw. rückverstromt wird, erscheinen die spezifischen Emissionen trotz eines höheren CO₂-Ausstoßes pro kWh rechnerisch günstiger. Um dieselbe Energiemenge in Form von NH₃ zu speichern, wäre aufgrund der erheblichen Wirkungsgradverluste somit etwa die vierfache Primärenergiemenge erforderlich wie bei der Speicherung in Batteriespeichern. Würde im Szenario der Ammoniaksynthese mittels PEM-Elektrolyse dieselbe Energiemenge in Form von NH₃ wie beim Batteriespeicher (51.939,58 MWh) gespeichert, ergäben sich über die

Gesamtlebensdauer Emissionen von 4.570,63 t CO₂. Da jedoch aufgrund der Wirkungsgradverluste lediglich 13.088,77 MWh der insgesamt produzierten 57.710,64 MWh tatsächlich gespeichert werden können, belaufen sich die Gesamtemissionen in diesem Fall nur auf 1.151,81 t CO₂.

Somit ist die Kombination aus FFPV und Energiespeicherung mittels eines Lithium-Ionen-Batteriespeichers die Variante mit dem geringsten CO₂-Ausstoß.

7. Diskussion

7.1 Ergebnisse LCA PV

In dieser Studie wurde, eine Lebenszyklusanalyse (LCA) für drei vergleichbare Szenarien durchgeführt: Szenario 1 beschreibt eine für den Standort Thüringen geplante Agri-PV-Anlage mit integriertem Apfelanbau; Szenario 2 stellt eine modellhaft berechnete Freiflächen-Photovoltaikanlage (FFPV) am Standort Thüringen mit räumlich getrenntem Apfelanbau dar; Szenario 3 basiert auf der Stromproduktion über den deutschen Strommix von 2024, ebenfalls mit standörtlich getrenntem Apfelanbau.

Die höchsten Umweltwirkungen, werden in 11 von 16 Wirkungskategorien durch Szenario 3 verursacht. Dagegen weist Szenario 2 in 11 von 16 Wirkungskategorien die geringsten ökologischen Auswirkungen auf und stellt damit insgesamt das umweltfreundlichste Szenario dar, wenngleich in einigen Wirkungskategorien nur mit geringem Abstand zu Szenario 1 (insbesondere *Resource use, fossils, Eutrophication, marine und Acidification*). Szenario 1 ist lediglich in vier Wirkungskategorien der Hauptverursacher von Umweltwirkungen und weist in den meisten Fällen nach Szenario 2 die zweitniedrigsten Umweltwirkungen auf.

Im Folgenden werden mögliche Erklärungsansätze für die unterschiedlichen Ergebnisse sowie die maßgeblichen Einflussparameter diskutiert. Aufgrund der Einschränkungen durch die verwendete Demoversion der Ökobilanzierungssoftware SimaPro konnte keine Sensitivitätsanalyse durchgeführt werden. Stattdessen erfolgt die Auswertung anhand der prozentualen Beiträge der einzelnen Systemkomponenten zu den jeweiligen Umweltwirkungen.

Zunächst ist festzuhalten, dass die Ökobilanzen des Apfelanbaus für alle Szenarien identisch sind, da diese zur Vergleichbarkeit auf die FU 1 kg erzeugter Äpfel normiert wurden. Die in Szenario 1 erwarteten Ertragssteigerungen des Apfelanbaus unter Agri-PV über die betrachtete Lebensdauer von 30 Jahren haben somit bezogen auf diese FU keinen Einfluss auf die Ökobilanz. Die Unterschiede zwischen den Szenarien ergeben sich folglich ausschließlich aus der Stromproduktion.

In den klimarelevanten Wirkungskategorien weist Szenario 3 die höchsten Umweltwirkungen in den Kategorien *Climate Change*, *Ionising radiation* und *Photochemical ozone formation* auf. Dies ist auf den weiterhin hohen Anteil fossiler Energieträger, insbesondere Kohle und Erdgas, im deutschen Strommix zurückzuführen. Für die LCA wurde die Datenbank ecoinvent 3.12 verwendet, die zuletzt am 05.11.2025 aktualisiert wurde und auch die neuesten Daten (2024) des deutschen Strommix enthält. Im Jahr 2024 setzte sich dieser zu 38,2% aus fossilen Energieträgern zusammen, wovon 21,6% auf Kohle entfielen (Braunkohle 16,1%, Steinkohle 5,5%) (AEE, 2025; Statistisches Bundesamt, 2025c). In dieser zentralen Wirkungskategorie ist der CO₂-Ausstoß des deutschen Strommixes mehr als 6,5-mal höher als jener der Stromproduktion mittels FFPV und etwa fünfmal höher als bei der Stromproduktion mittels APV. Verglichen mit Busch und Wydra

(2024) ergeben sich für die Wirkungskategorie Climate Change dort Emissionen von 104 g CO₂-Äq./kWh für die Stromerzeugung mittels hochaufgeständerter Agri-PV. Krexner et al. (2024) berechnen 114,09 g CO₂-Äq./kWh für hochaufgeständerte Agri-PV sowie 83,87 g CO₂-Äq./kWh für Freiflächen-PV (FFPV). Für die im Rahmen dieser Arbeit untersuchte Anlage ergeben sich geringere Werte von 96,3 g CO₂-Äq./kWh für APV (Szenario 1) und 72 g CO₂-Äq./kWh für FFPV (Szenario 2).

Die niedrigeren Emissionen im Vergleich zu Busch und Wydra sowie Krexner lassen sich teilweise durch deutlich geringere angenommene Materialflüsse der Unterkonstruktion erklären. Während Busch und Wydra (2024) 44,46 kg Stahl/m² und Krexner et al. (2024) 36,23 kg Stahl/m² ansetzen, werden in dieser Arbeit lediglich 8,86 kg Stahl/m² berücksichtigt. Dies entspricht etwa einem Viertel der bei Krexner et al. und einem Fünftel der bei Busch und Wydra angenommenen Stahlmengen. Da die berechneten Emissionen jedoch nicht proportional zu diesen Materialreduktionen sinken, können die Unterschiede nicht ausschließlich durch die Unterkonstruktion erklärt werden.

Dies zeigt sich auch bei der Betrachtung der Emissionsanteile einzelner Komponenten. Bei Busch und Wydra (2024) entfallen rund 40% der CO₂-Emissionen auf die Unterkonstruktion, bei Krexner et al. (2024) etwa 38%. In der vorliegenden Arbeit verursacht die Unterkonstruktion hingegen nur rund 24% der stromproduktionsbezogenen Emissionen. Der Hauptanteil der Umweltwirkungen entfällt bei Busch und Wydra sowie bei Krexner mit etwa 60% bzw. 50% auf die PV-Modulherstellung. In dieser Arbeit liegt dieser Anteil bei rund 70%, was auf den vergleichsweise geringen Materialeinsatz der Unterkonstruktion zurückzuführen ist.

Die relativ geringen Unterschiede der spezifischen Emissionen in g CO₂-Äq./kWh lassen sich somit vor allem durch den hohen Beitrag der PV-Module zur Klimawirkung erklären. Auffällig ist zudem, dass Krexner et al. (2024) trotz geringerer Stahlmengen pro Quadratmeter höhere Emissionen berechnen als Busch und Wydra (2024). Da die methodische Vorgehensweise dieser Arbeit stärker jener von Krexner et al. (2024) ähnelt und Busch und Wydra (2024) keine detaillierten Baupläne, sondern überwiegend Literaturdaten zur APV-Anlage Heggelbach heranziehen, werden die hier berechneten Ergebnisse für diese Wirkungskategorie als realistisch und repräsentativ eingeschätzt.

Es ist allgemein bekannt, dass die Strahlenbelastung durch Flugasche ein weiteres bedeutendes Umweltproblem der Verbrennung fossiler Energieträger darstellt (Papastefanou, 2010; Singh et al., 2015), was die Dominanz von Szenario 3 in der Wirkungskategorie *Ionising radiation* erklärt. Auch die *Photochemical ozone formation* kann auf den Einsatz fossiler Energieträger, insbesondere Kohle, zur Energie- und Wärmeerzeugung zurückgeführt werden (Hu et al., 2025). Dies erklärt zugleich die relative Nähe der Werte von Szenario 1 und 2 zu Szenario 3, da für die Stahlproduktion der Unterkonstruktionen und weiterer Bauteile nach wie vor überwiegend kohlebasierte Prozesse genutzt werden.

Die Wirkungskategorie *Ozone Depletion* stellt eine Ausnahme dar, da hier nicht Szenario 3, sondern Szenario 1 die höchsten Umweltwirkungen aufweist. Dies kann durch den erhöhten Materialaufwand für die Unterkonstruktion in Szenario 1 und 2 aber Vorallem 1 sowie durch die Herstellung der PV-Module erklärt werden. Rashedi und Khanam (2020) weisen darauf hin, dass insbesondere die Produktion von Siliziumwafern einen erheblichen Einfluss auf das Ozonabbaupotenzial haben kann (Rashedi & Khanam, 2020). Zudem ist festzuhalten, dass die Werte für die Stromproduktion in Szenario 1 und 2 jenen von Busch und Wydra (2024) ähneln oder sogar darunter liegen, da bei diesen höhere Stahlmengen angenommen wurden. Dort wurden für APV- und FFPV-Anlagen um $2,11 \times 10^{-9}$ bzw. $1,69 \times 10^{-9}$ kg CFC-11-eq höhere Werte für die *Ozone Depletion* berechnet als in der vorliegenden Studie. Insgesamt sind diese Werte sehr gering und können als vergleichbar angesehen werden. Der wesentliche Unterschied zu den von Busch und Wydra (2024) untersuchten Szenarien liegt, wie schon erwähnt, an der angesetzten Stahlmenge und im verwendeten deutschen Strommix. Dieser hat sich seit dem dortigen Bezugsjahr (Datenbank daten aus 2014) deutlich verändert und könnte so die beobachteten Abweichungen von ca. 20 % plausibel erklärt.

In den gesundheitsrelevanten Wirkungskategorien ist Szenario 3 erneut der Hauptverursacher, insbesondere in *Human toxicity, cancer* und *Human toxicity, non-cancer*. Auch hier können die höheren Werte auf Feinstaubemissionen sowie auf die bei der Kohleverbrennung freigesetzte Strahlung zurückgeführt werden. Szenario 2 schneidet in diesen Wirkungskategorien am besten ab, was im Vergleich zu Szenario 1 erneut auf den geringeren Stahl- und Materialeinsatz zurückzuführen ist (Olmez et al., 2016; Jia et al., 2018). Beide Studien zeigen, dass die Stahlproduktion insbesondere in Bezug auf gesundheitsrelevante Wirkungskategorien, vor allem *Particulate matter*, hohe Umweltwirkungen verursacht. Dies erklärt zugleich, warum die Werte aller Szenarien in dieser Wirkungskategorie relativ nah beieinanderliegen, da die Feinstaubemissionen überwiegend auf die kohlebasierte Energieerzeugung bzw. Stahlherstellung zurückzuführen sind.

In den ökosystemrelevanten Wirkungskategorien ist Szenario 3 in allen Kategorien der Hauptverursacher. In allen Szenarien wird der überwiegende Anteil dieser Umweltwirkungen durch den Apfelanbau verursacht. Eine Ausnahme bildet die Stromproduktion über den deutschen Strommix in Szenario 3 für die Wirkungskategorien *Ecotoxicity (freshwater)* und *Eutrophication (freshwater)*. Diese Effekte sind hauptsächlich auf die Flächenbearbeitung im Apfelanbau sowie auf organische Düngung und den damit verbundenen Nährstoffeintrag in Boden und Gewässer zurückzuführen (Lynch, 2009; Gomiero et al., 2011; Skinner et al., 2019; van der Werf et al., 2020). Diese Auswirkungen fallen im ökologischen Anbau deutlich geringer aus als im konventionellen Anbau, insbesondere da keine synthetischen Dünger oder Pestizide eingesetzt werden und der Energiebedarf insgesamt niedriger ist (Gomiero et al., 2011). Dennoch haben Emissionen von NH_3 , NH_4^+ und Stickoxiden auch im ökologischen Anbau einen nicht zu vernachlässigenden Einfluss auf ökosystemrelevante Wirkungskategorien (Skinner et al., 2019).

Die Unterschiede zwischen Szenario 1 und 2 lassen sich auch in diesen Kategorien überwiegend auf den höheren Materialaufwand der Unterkonstruktion in Szenario 1 zurückführen (Siehe Anhang II). Die höheren Werte von Szenario 3 in den Wirkungskategorien *Acidification*, *Eutrophication (marine)*, *Eutrophication (terrestrial)* sowie *Ecotoxicity (freshwater)* und *Eutrophication (freshwater)* können erneut auf die Verbrennung fossiler Energieträger im deutschen Strommix zurückgeführt werden (Khan & Mohammad, 2014; Fouzia, 2019; Findlay & Turley, 2021), was sich insbesondere in den wasserbezogenen Wirkungskategorien deutlich zeigt.

In den ressourcenrelevanten Wirkungskategorien, ist Szenario 3 lediglich für eine der vier Kategorien der Hauptverursacher von Umweltwirkungen. Dabei handelt es sich um die Kategorie *Resource use, fossils*, was aufgrund der Nutzung des deutschen Strommixes wenig überraschend ist. Die Unterschiede zwischen Szenario 1 und Szenario 2 innerhalb dieser Wirkungskategorie lassen sich erneut auf den unterschiedlichen Materialaufwand zurückführen. Dies wird durch die Ergebnisse der Wirkungskategorie *Resource use, minerals and metals* gestützt, in der ein Unterschied von etwa 15,5% im Ressourcenverbrauch zwischen den beiden Szenarien festgestellt wird. Auch dieser Unterschied ist überwiegend auf die Stromproduktion zurückzuführen und korrespondiert mit dem um rund 18,82% höheren Materialaufwand der Unterkonstruktion in Szenario 1 im Vergleich zu Szenario 2. Dies könnte zugleich erklären, weshalb die Werte der Wirkungskategorien *Land use* und *Water use* in den PV-Szenarien höher ausfallen als in Szenario 3. In beiden Wirkungskategorien hat der Apfelanbau den größten Einfluss, wobei die Unterschiede zwischen den Szenarien wiederum maßgeblich durch die Stromproduktion bedingt sind.

In der Wirkungskategorie *Land use* ist Szenario 2 mit einem Wert von 9,02 Pt der Hauptverursacher. Szenario 1 weist mit 5,4 Pt einen um etwa 40% geringeren „Landverwendungswert“ auf. Dies spiegelt beim Vergleich der Szenarien vermutlich die Flächendoppelnutzung durch Agri-Photovoltaiksysteme wieder (Fraunhofer ISE, 2025b, p. 20). Im Vergleich dazu ist der *Land use*-Wert von Szenario 3 mit 0,979 Pt nahezu um den Faktor 10 geringer als jener von Szenario 2.

Diese deutlichen Unterschiede könnten sich möglicherweise durch die Definition der Wirkungskategorie innerhalb der EF-3.1-Methode erklären lassen. Hierbei wird nicht die physisch beanspruchte Fläche bewertet, sondern der Umfang der Landressource, der für Rohstoffgewinnung, Abbauprozesse, Flächennutzung der Anlage selbst sowie für die Energieerzeugung benötigt wird. Bewertet wird dabei der sogenannte Soil Quality Index, der aggregierte Auswirkungen der Landnutzung auf biologische Produktion, Erosionsresistenz, mechanische Filterleistung und Grundwasserneubildung abbildet (European Commission, 2025).

Bei einer höheren Materialintensität in Szenario 1 wäre grundsätzlich zu erwarten, dass auch der Wert in der Wirkungskategorie *Land use* über dem von Szenario 2 liegt, da ein größerer Materialeinsatz in der Regel mit einer stärkeren Inanspruchnahme und Veränderung von Landflächen zur Rohstoffförderung und Materialproduktion verbunden ist.

Der beobachtete Unterschied ist vermutlich auf methodische Anpassungen der Datensätze im Rahmen der Modellierung zurückzuführen.

Für die tatsächliche Landnutzungsänderung in den Prozessen *Transformation, from pasture, man made* und *Transformation, to industrial area* nach Frischknecht et al. (2015) wurde im Fall der APV-Anlage ein Wert von 0 angesetzt. Dies erfolgte, da die Umwandlung von Grünland in Industriefläche gemäß Frischknecht et al. (2015) durch hochaufgeständerte Agri-PV-Systeme nicht in gleicher Weise verursacht wird, da die landwirtschaftliche Nutzung weiterhin bestehen bleibt. Die andern Landnutzungswerte des Datensatzes *Photovoltaic mounting system, for 570 kWp open ground module {GLO}* wurden zwar auf die Anlagengröße skaliert, jedoch nicht auf 0 gesetzt.

Für Szenario 2 (FFPV) wurden diese Transformationseinträge hingegen nicht modifiziert, da der Bau einer Freiflächen-PV-Anlage typischerweise mit einer dauerhaften Flächenumwandlung verbunden ist, insbesondere bei Betonfundamenten wie bei Frischknecht et al. 2015 und ohne verbindliche Vorgaben zur Rückbaubarkeit oder Renaturierung (vgl. Kapitel 2.2). Die Aussagekraft dieses Ergebnisses ist jedoch eingeschränkt, da vergleichbare Studien zur konsistenten Behandlung von Landnutzungsänderungen bei APV-Systemen bislang kaum verfügbar sind. Entsprechend bleibt unklar, ob das hier gewählte Vorgehen methodische Unsicherheiten beinhaltet. Generell zeigt der Literaturvergleich, dass die Wirkungskategorien *Land use* und *Water use* in der Ausprägung der EF-3.1-Methode für APV-Anlagen bisher nur selten in Ökobilanzstudien angewendet werden. Nur in Busch und Wydra (2024) wurden diesbezüglich genau Daten gefunden.

Busch und Wydra (2024) ermitteln für die Kategorie *Land use* einen Wert von 0,673 Pt für APV und 0,533 Pt für FFPV. Die im Rahmen dieser Arbeit berechneten Werte liegen für APV etwa um den Faktor 8 und für FFPV etwa um den Faktor 16 höher. Gleichzeitig ist der für Szenario 3 berechnete Wert des deutschen Strommixes rund um den Faktor 8 geringer als der von Busch und Wydra (2024) angegebene Wert. Diese Ergebnisse wurden nach mehrfacher Überprüfung innerhalb der Software SimaPro für die funktionelle Einheit von 1 kWh bestätigt. Dabei wurden sowohl die vorgefertigten Datensätze für den deutschen Strommix als auch auf Frischknecht et al. basierende FFPV-Datensätze verwendet. Dennoch lagen die Werte für die FFPV-Anlage in der hier durchgeführten Simulation weiterhin um etwa den Faktor 10 über jenen von Busch und Wydra (2024).

Da die übrigen im Rahmen dieser Arbeit berechneten Wirkungskategorien weitgehend mit den Ergebnissen von Busch und Wydra (2024) sowie Krexner et al. (2024) übereinstimmen, lässt sich dieser Unterschied nicht eindeutig erklären. Neben dem höheren Materialeinsatz der betrachteten Szenarien erscheint insbesondere die Aktualisierung der Ecoinvent-Datenbank für den deutschen Strommix oder ein Methodischer Fehler in der Modellierung dieser Wirkungskategorie als plausible Ursache. Busch und Wydra (2024) greifen auf Daten aus dem Jahr 2014 zurück, in dem noch etwa 54,4% der Stromerzeugung auf fossile Energieträger entfielen (BMWE, 2015). Grundsätzlich lässt sich festhalten, dass der

tatsächliche Flächenverbrauch von FFPV- und APV-Systemen im Vergleich zu fossilen Energieträgern geringer ausfällt (Fthenakis & Kim, 2009; Franz & Dumke, 2025).

Für die Wirkungskategorie *Water use* zeigt sich ein ähnliches Muster, wobei die Werte für die Stromproduktion aus APV und FFPV weitgehend mit den Ergebnissen von Busch und Wydra (2024) vergleichbar sind. Dort werden für APV 0,0443 m³depriv und für FFPV 0,0369 m³depriv angegeben. In der vorliegenden Studie wurden für APV 0,0662 m³depriv und für FFPV 0,0494 m³depriv berechnet. Diese Abweichungen könnten wieder auf die Verwendung einer neueren Version der ecoinvent-Datenbank zurückzuführen sein, die eine differenziertere Abbildung wasserrelevanter Prozesse ermöglicht. Der größte Unterschied zeigt sich erneut beim deutschen Strommix. Während Busch und Wydra (2024) einen *Water use*-Wert von 16,2 m³depriv angeben, liegt dieser in der vorliegenden Studie nach mehrfacher Überprüfung bei lediglich 0,0178 m³depriv. Auch dieser erhebliche Unterschied könnte plausibel durch den veränderten Strommix erklärt werden, da insbesondere Kohlekraftwerke einen sehr hohen Wasserbedarf aufweisen (Ma et al., 2018), der im aktuellen Strommix deutlich reduziert ist.

Die Wirkungskategorien *Land use* und *Water use* wurden methodisch identisch zu allen anderen Kategorien behandelt und die Ergebnisse stimmen in den übrigen Kategorien mit Literaturwerten aus Busch und Wydra (2024), Ravilla et al. (2024) sowie Krexner et al. (2024) überein. Da Ravilla et al. und Krexner et al. jedoch keine Angaben zu *Land use* und *Water use* machen, verbleibt für diese beiden Kategorien eine erhöhte Unsicherheit. Die Ergebnisse sollten daher bei der Nutzung dieser Arbeit zur Bewertung von Land- und Wasserverbrauch mit entsprechender Vorsicht interpretiert werden.

Die Sensitivitätsanalyse von Hengstler et al. (2021) zeigt, dass insbesondere Nutzungsparameter wie Anlagen- und Komponentenlebensdauer, Performance Ratio, Degradationsverluste sowie die Herstellungsphase der PV-Module und der Unterkonstruktion maßgeblich zu den Umweltwirkungen der Stromerzeugung beitragen. Den größten Einfluss hat dabei der bei der Modulproduktion eingesetzte Strommix, der je nach Produktionsland stark variiert. In der genannten Studie weist die Modulherstellung in China im Vergleich zu anderen Regionen das höchste Treibhauspotenzial auf. Da in der vorliegenden Arbeit vergleichbare, angepasste Sachbilanzdaten verwendet wurden, lassen sich diese Erkenntnisse auf die untersuchten Szenarien übertragen. Eine Verlagerung der Modulproduktion in Regionen mit CO₂-ärmerem Strommix, etwa innerhalb Europas, könnte die Umweltwirkungen der PV-Szenarien insbesondere in klimarelevanten Wirkungskategorien weiter reduzieren.

Wie bereits in den Kapiteln 3 und 4 beschrieben, wurde im Rahmen dieser Studie ein Cradle-to-Gate-Ansatz verfolgt. Dadurch wurden Recycling- und End-of-Life-Prozesse nicht berücksichtigt, obwohl diese in vielen LCAs einen erheblichen Einfluss auf die Gesamtkobilanz haben, insbesondere im Vergleich von PV zu fossilen Energieträgern wie Kohle, Erdgas und Erdöl (Hengstler et al., 2021). Die für die LCA verwendeten Daten basieren auf modernen, im Anhang IV dokumentierten „Leichtbau“-Agri-PV-Systemen, die im Vergleich zu älteren APV-Anlagen deutlich geringere Materialmengen für die

Unterkonstruktion benötigen. Für Szenario 1 wurden unter anderem Daten von Frischknecht et al. (2020) sowie Hengstler et al. (2021) verwendet. Die in SimaPro integrierten Datensätze entsprechen dem zum Zeitpunkt der Erstellung dieser Arbeit aktuellen Stand und bilden sowohl den Apfelanbau als auch die technischen Komponenten realitätsnah ab. Die definierten Systemgrenzen wurden konsistent umgesetzt und die erstellten Wirkungsbilanzen sind vollständig und repräsentativ. Unterschiede zu anderen Studien, die andere LCA-Software oder Datenbanken verwenden, können jedoch trotz identischer Eingangsdaten nicht ausgeschlossen werden.

Generell wäre für eine ganzheitlichere und robustere Bewertung der Ökobilanz eine stärkere Nutzung von Real- und Betriebsdaten wünschenswert, da in dieser Arbeit teilweise Skalierungen auf Basis von Literaturwerten vorgenommen werden mussten. Eine verbesserte Datenverfügbarkeit könnte die Genauigkeit der Ergebnisse weiter erhöhen und die Aussagekraft insbesondere im Hinblick auf End-of-Life-Szenarien deutlich verbessern, da dieser Lebenszyklusabschnitt einen erheblichen Einfluss auf die Gesamtbewertung haben kann.

7.2 Ergebnisse Literaturrecherche LCA Speichertechnologien

Im Rahmen der Literaturrecherche wurden für die betrachteten Speichertechnologien eine Vielzahl wissenschaftlicher Quellen ausgewertet. Wie bereits beschrieben, erfolgte die Recherche über die Suchmaschinen Google Scholar und Web of Science.

Für Batteriespeicher zeigte sich eine sehr heterogene Datenlage. In der Literatur werden teils sehr unterschiedliche Wertebereiche für die einzelnen Batterietechnologien angegeben. Zusätzlich erschwerte die uneinheitliche Wahl der funktionellen Einheiten, die je nach Studie entweder in kg CO₂ pro eingespeister kWh oder in kg CO₂ pro kWh Speicherkapazität angegeben wurden, die Vergleichbarkeit der Ergebnisse erheblich. Zudem erschwerte die uneinheitliche Berücksichtigung von End-of-Life-Szenarien in den untersuchten Studien die Vergleichbarkeit der Literaturquellen, da diese entweder unterschiedlich modelliert oder teilweise nicht explizit ausgewiesen wurden.

Bedauerlicherweise konnten für neuere Grid-Storage-Technologien wie Natrium-Ionen- oder Blei-Säure-Großspeicher nicht ausreichend belastbare Daten gefunden werden, die einen direkten Vergleich mit den Speichertechnologien Wasserstoff und Ammoniak erlaubt hätten. Lediglich für Lithium-Ionen-Speicher wurde eine Studie identifiziert, die eine Umrechnung von kg CO₂ pro kWh Speicherkapazität in kg CO₂ pro eingespeister kWh ermöglicht (Le Varlet et al., 2020). Dies ist insofern bedauerlich, als insbesondere Blei-Säure-Batterien als ressourcenschonende Speichertechnologie mit geringem Einsatz seltener Materialien für stationäre Anwendungen diskutiert werden (Lopes & Stamenkovic, 2020; Jasper et al., 2025).

Für die grüne Wasserstoffproduktion wurden, aus den gleichen Gründen wie bei den Batteriespeichern, teils große Wertebereiche gefunden, insbesondere für die PEM-Elektrolyse. Im Unterschied zu den Batteriespeichern bezogen sich jedoch nahezu alle Studien auf dieselbe funktionelle Einheit von kg CO₂ pro kg H₂. Zur Vergleichbarkeit mit den

anderen Speichertechnologien musste dieser Wert, analog zur NH_3 -Betrachtung, auf die in dieser Arbeit verwendete funktionelle Einheit von 1 kWh umgerechnet werden. Die recherchierte Literatur zu Wasserstoff stammt überwiegend aus dem Zeitraum 2020–2025. Dies lässt sich durch das stark gestiegene Interesse an Wasserstofftechnologien im Zuge des Ukrainekriegs und der damit verbundenen, energiepolitischen Neuorientierung erklären. Dieses Interesse hat sich zuletzt aufgrund hoher Kosten sowie der Verfügbarkeit von vergleichsweise günstigen LNGs aus den USA und Kanada deutlich abgeschwächt (Deutsche Umwelthilfe e.V., 2026).

Die Datenlage zur Produktion von grünem Wasserstoff und insbesondere zu grünem Ammoniak erwies sich im Vergleich zu Batteriespeichern als am wenigsten umfangreich. Veröffentlichungen zu grünem NH_3 stammen überwiegend aus den letzten fünf Jahren, was ebenfalls auf die verstärkte energiepolitische Bedeutung dieser Technologien zurückzuführen ist. Ein zentrales Problem vieler Studien bestand darin, dass die verwendeten Elektrolyseverfahren zur Wasserstofferzeugung nicht eindeutig angegeben wurden. Zudem war es häufig schwierig, Quellen zu identifizieren, die ausschließlich auf Photovoltaikstrom basierenden grünen Wasserstoff betrachteten. In vielen Fällen wurde lediglich angegeben, dass erneuerbare Energien genutzt wurden, wobei meist ein Mix aus Wind-, PV- und Wasserkraft angenommen wurde. Dies kann einen wesentlichen Grund für die teils großen Spannweiten der berichteten Emissionswerte darstellen, da insbesondere windenergie lastige Strommische den CO_2 -Fußabdruck der Wasserstoff- und Ammoniakproduktion deutlich reduzieren können. Auffällig war zudem, dass in einer Vielzahl von Studien auch Kernenergie zur Herstellung von sogenanntem „grünem“ Wasserstoff oder Ammoniak herangezogen wurde.

Ein weiterer wesentlicher Aspekt betrifft den Transport von Wasserstoff und Ammoniak. In mehreren Studien wurde der Transport per Schiff oder Pipeline als der anteilig größte Emittent von CO_2 innerhalb des Lebenszyklus dieser Speichertechnologien identifiziert (Makhlouf et al., 2015; Akhtar & Liu, 2021; Anand et al., 2026). Diese Ergebnisse verdeutlichen, dass auch grüner Wasserstoff und grünes Ammoniak bei Importen weiterhin mit erheblichen Emissionen verbunden sind, solange die Transportinfrastruktur selbst auf fossilen Energieträgern basiert. Eine Umstellung der Schifffahrt auf klimaneutrale Treibstoffe wie Ammoniak wäre technisch grundsätzlich möglich, ist aufgrund der derzeit hohen Kosten von grünem NH_3 im Vergleich zu konventionellem Schweröl jedoch bislang nicht wirtschaftlich realisiert (Chalaris et al., 2022).

Im Rahmen dieser Arbeit wurde der Fokus ausschließlich auf die CO_2 -Emissionen der betrachteten Speichertechnologien gelegt. Eine Erweiterung um weitere Wirkungskategorien wäre für zukünftige Studien sinnvoll, konnte hier jedoch aufgrund des Umfangs der Arbeit sowie der teilweise eingeschränkten Datenverfügbarkeit nicht umgesetzt werden. Zusätzlich war der Zugang zu einigen potenziell relevanten Publikationen für Studierende der FH Erfurt eingeschränkt. Ebenso wurde auf eine detaillierte Dimensionierung von Batteriespeichern oder Elektrolyseanlagen verzichtet, da dies den Umfang und die Komplexität der Arbeit erheblich erhöht hätte. Stattdessen wurde,

wie in Kapitel 6.3 beschrieben, vereinfachend angenommen, dass etwa 50% der über die Lebensdauer erzeugten Energie gespeichert werden. Für weiterführende Untersuchungen wäre eine (auch fiktive) Dimensionierung der Speichieranlagen jedoch sinnvoll, um den tatsächlichen Umwelteinfluss der Speichertechnologien noch präziser bewerten zu können.

7.3 Kombinierte Energieproduktion und Speichertechnologien

Wie bereits in Kapitel 6.2 & 6.3 dargestellt, erweist sich der Lithium-Ionen-Batteriespeicher als energieeffizienteste und CO₂-ärmste Speichertechnologie. Mit spezifischen Emissionen von 0,069 kg CO₂ pro gespeicherter kWh sowie der höchsten Energiespeicherkapazität von 51.939,58 MWh weist er im Vergleich der untersuchten Technologien die besten Umweltkennwerte auf. Betrachtet man hingegen ausschließlich die über die Lebensdauer der Anlagen entstehenden absoluten CO₂-Emissionen, schneidet die Ammoniakproduktion auf Basis der AEL-Elektrolyse am günstigsten ab. Dieses Ergebnis ist jedoch maßgeblich auf die deutlich geringere nutzbare Energiespeicherkapazität (hervorgerufen durch Wirkungsgradverluste) von 10.907,31 MWh bei einem Energieinput von 57.710,64 MWh zurückzuführen. Bezogen auf die gespeicherte Energiemenge weist die NH₃-Herstellung mit 0,092 kg CO₂ pro kWh sogar einen der höchsten spezifischen Emissionswert auf, liegt jedoch nur etwa 4 g CO₂ pro kWh über dem Wert der NH₃-Herstellung via PEM-Elektrolyse.

Das zentrale Problem der Energiespeicherung mittels Wasserstoff und Ammoniak liegt in den vergleichsweise geringen Gesamtwirkungsgraden sowie den hohen Kosten, insbesondere bei einer vollständigen Herstellung auf Basis erneuerbarer Energien (Valera-Medina & Banares-Alcantara, 2020; BMW, 2024). Bei der Rückverstromung von Wasserstoff gehen bereits etwa 60–70% der eingesetzten Energie in Form von Abwärme verloren (Kurzweil, 2025). Bei Ammoniaksystemen, die sowohl die Elektrolyse, die Haber-Bosch-Synthese als auch die Rückverstromung in NH₃-Brennstoffzellen umfassen, sind die Verluste mit etwa 70–80% sogar noch höher (ebd.). Die Nutzung dieser Abwärme stellt jedoch einen möglichen Ansatz dar, um die Effizienz dieser Systeme zu verbessern. Entsprechende Konzepte sehen vor, die entstehende Abwärme beispielsweise für Fernwärmenetze oder industrielle Prozesse zu nutzen (ptj, 2025).

Ein weiteres wesentliches Hemmnis stellen die derzeit hohen Kosten von grünem Wasserstoff und grünem Ammoniak dar (MDR, 2025). Bei Preisen von etwa 5-10 € pro kg Wasserstoff und bis zu 5-8 € pro kg grünem Ammoniak sind diese Energieträger aktuell kaum wettbewerbsfähig gegenüber etablierten Speichertechnologien wie Batteriespeichern (Valera-Medina & Banares-Alcantara, 2020). Vor diesem Hintergrund erscheint die direkte Rückverstromung von Wasserstoff und Ammoniak aus Sicht des Autors derzeit nur eingeschränkt sinnvoll. Deutlich größere Potenziale ergeben sich vielmehr aus der hohen Energiedichte von H₂ und NH₃, insbesondere im Transportsektor. Wie bereits erwähnt, kann grüner Ammoniak perspektivisch als klimaneutraler Schiffstreibstoff eingesetzt werden (Makhlouf et al., 2015). Wasserstoff findet zudem bereits Anwendung im Mobilitätssektor, etwa in Südkorea und Japan, aber auch in

Deutschland, wo er zunehmend zur Dekarbonisierung des öffentlichen Personennahverkehrs genutzt wird (Park et al., 2022; SW Weimar, 2023). Ein konkretes Beispiel hierfür stellt die Stadt Weimar dar, in der die städtischen Verkehrsbetriebe bereits eine Strategie zur Einführung wasserstoffbetriebener Busse verfolgen. Derzeit sind dort sechs Brennstoffzellenfahrzeuge im regulären Linienbetrieb im Einsatz. Als wesentliche Vorteile werden dabei insbesondere die hohe Energiedichte, die kurzen Betankungszeiten sowie die erhöhte Betriebssicherheit genannt. Dies verdeutlicht, dass der Nutzen von Wasserstoff und Ammoniak weniger in der stationären Stromspeicherung liegt, sondern vielmehr in ihrem Einsatz als klimafreundliche Alternativen zu fossilen Kraftstoffen im Verkehrssektor.

So erweist sich mit Bezug auf Agri-PV-Systeme die Nutzung von Batteriespeichern als besonders sinnvoll. Problemfelder wie die DC-DC-Kopplung bei der Wasserstoffherstellung oder Wirkungsgradverluste durch Wechselrichter bei der Umwandlung von Gleichstrom (DC) zu Wechselstrom (AC) werden in dieser Arbeit nicht berücksichtigt, obwohl die meisten Elektrolyseure und Haber-Bosch-Systeme AC-Strom benötigen (Fraunhofer ISE, 2019; Solarserver, 2024). Die Erprobung solcher Systeme befindet sich noch in der Grundphase, sodass eine vollständige Marktreife bislang nicht erreicht ist. Schwankende Tagesenergieoutputs der PV-Erzeugung stellen insbesondere für weniger spannungsflexible Systeme wie AEL-Elektrolyseure eine Herausforderung dar, während PEM-Elektrolyseure diesbezüglich geringere Einschränkungen aufweisen (Grigoriev et al., 2020). Darüber hinaus ist der Aufbau einer Haber-Bosch-Synthese insbesondere auf kleineren Skalen technisch komplex und noch nicht ausgereift (Osorio-Tejada et al., 2022). Daher erreicht die Marktreife dieser Technologien nicht das Niveau der Agri-PV-Systeme, die, wie bereits in der Einleitung dargestellt, derzeit schnell an Verbreitung gewinnen (Vattenfall, 2025).

Die Kombination von Agri-PV mit Batteriespeichern bietet klare Vorteile. Experimentelle Herausforderungen vieler Wasserstoff- und Ammoniak-Lösungen können vermieden werden, Wirkungsgrade werden erhöht und die Technologie ist marktreif, wodurch vergleichsweise niedrige Kosten und eine verbesserte Adoptionsrate erzielt werden können. Batteriespeichersysteme erfordern zudem weniger häufige Wartung durch Fachpersonal im Vergleich zu Wasserstofftechnologien (Gupta & Jaiswal, 2025). Darüber hinaus wurde gezeigt, dass Batteriespeicher die Amortisationszeiten von FFPV-Anlagen signifikant verkürzen können und somit den Return-on-Investment-Zeitraum für Projektierende attraktiver gestalten (Edoo & King, 2021). Diese Vorteile sollte sich auch auf APV-Anlagen übertragen lassen, was dadurch die Adoptionsrate dieser Technologie weiter verbessern sollte. Neben diesen praktischen Vorteilen stellt diese Kombination auch eine der CO₂-effizientesten Lösungen in Bezug auf die gespeicherte Energie (kWh) dar. Lediglich FFPV-Anlagen in Kombination mit Batteriespeichern schneiden in diesem Indikator besser ab. Gleichzeitig adressiert Agri-PV jedoch die Problematik der Flächenkonkurrenz mit der Landwirtschaft und bietet zusätzlichen Schutz für Kulturen, bei zunehmenden Extremwetterereignissen infolge des Klimawandels. Somit stellt die Kombination von Agri-PV mit Batteriespeichern unter den hier betrachteten Rahmenbedingungen die effizienteste Verbindung von Stromproduktion und Energiespeicherung dar.

8. Fazit

Die Ziele der deutschen Energiewende und das damit verbundene Vorhaben, bis 2050 Klimaneutralität zu erreichen, führen zunehmend zu Flächenkonflikten zwischen der landwirtschaftlichen Nutzung und dem Ausbau erneuerbarer Energien. Der fortschreitende Klimawandel verschärft diese Situation zusätzlich, da anhaltende Dürren sowie eine Zunahme von Extremwetterereignissen wie Starkregen, Hagel oder Spätfrösten die Landwirtschaft weiter unter Druck setzen. Genau in diesem Spannungsfeld setzt die Agri-Photovoltaik an. Sie bietet das Potenzial, den Ausbau erneuerbarer Energien voranzutreiben und gleichzeitig durch die Überdachungswirkung der PV-Module sowie weitere kulturschützende Synergien landwirtschaftliche Erträge und wertvolle Böden langfristig zu sichern.

Neben der reinen Stromerzeugung ist jedoch auch der Ausbau von Energiespeicherkapazitäten von zentraler Bedeutung, da die Verfügbarkeit von Solar- und Windenergie natürlichen Schwankungen unterliegt. Kurzzeitspeicher wie Batteriespeicher sowie Langzeitspeicher wie Wasserstoff und Ammoniak können Erzeugungsspitzen aufnehmen, Energie über längere Zeiträume speichern und bei geringer Produktion wieder bereitstellen. Vor dem Hintergrund des fortschreitenden Klimawandels ist es dabei essenziell, dass diese Energieproduktions- und Speicherlösungen möglichst nachhaltig umgesetzt werden.

Vor diesem Hintergrund wurde die Frage bearbeitet, welche Technologien die Anforderungen an landwirtschaftliche Produktion, Energieerzeugung und Energiespeicherung unter ökologischen Gesichtspunkten am besten erfüllen können. Ziel dieser Studie war es, diese Fragestellung systematisch zu untersuchen und eine bestehende Forschungslücke hinsichtlich der ökologisch vorteilhaftesten Synergien zwischen landwirtschaftlicher Nutzung, Stromerzeugung und Energiespeicherung zu schließen.

Hierzu wurden drei Szenarien zur kombinierten Produktion von Strom und Äpfeln, sowie drei unterschiedliche Speichertechnologien hinsichtlich ihrer ökologischen Auswirkungen analysiert. Ein zentraler Fokus lag auf der Durchführung einer Lebenszyklusanalyse (LCA) für jedes der drei Stromerzeugungsszenarien. Die vielversprechende Technologie der Agri-PV wurde dabei einer konventionellen Freiflächen-PV-Anlage sowie der Stromerzeugung auf Basis des deutschen Strommixes (2024) gegenübergestellt. Für das Agri-PV-Szenario wurde auf eine geplante Anlage in Nordostthüringen mit integriertem Apfelanbau Bezug genommen, während die meisten Literaturquellen auf fiktiven Anlagen basierten, die aus Literaturdaten abgeleitet wurden und einen getrennten Apfelanbau voraussetzen.

Für alle Szenarien wurde die funktionelle Einheit von 1 kWh Strom und 1 kg Äpfeln gewählt. Die Lebensdauer der Anlagen wurde einheitlich mit 30 Jahren angesetzt, was einem gesamten Stromoutput von 115.421.286,9 kWh entspricht. Die Ergebnisse der Ökobilanzierung zeigen, dass die Stromerzeugung mittels Photovoltaik in nahezu allen

Wirkungskategorien der Stromerzeugung auf Basis des deutschen Strommixes (2024) überlegen ist.

Die LCA-Ergebnisse verdeutlichen zudem, dass Agri-PV-Anlagen insgesamt sehr vergleichbare Umweltwirkungen wie konventionelle Freiflächen-PV-Anlagen aufweisen, wobei FFPV-Anlagen in den meisten Wirkungskategorien geringfügig besser abschneiden. Dies ist überwiegend auf den höheren Materialeinsatz für die stärkere Aufständigung von Agri-PV-Anlagen zurückzuführen. Der Apfelanbau trägt in den meisten Wirkungskategorien jeweils etwa 3/4 der Umweltwirkungen bei, wobei der Apfelanbau im Vergleich zu vielen anderen Kulturen, insbesondere Ackerkulturen, eine höhere ökobilanzielle Intensität aufweist. Der wesentliche Vorteil von Agri-PV im Baumobstanbau liegt jedoch darin, dass kein zusätzlicher Flächenverlust entsteht und eine echte Doppelnutzung ermöglicht wird, da die Bäume zwischen den Stützenreihen der PV-Anlage gepflanzt werden können.

In 12 von 16 Wirkungskategorien weist das Agri-PV-System geringere Umweltwirkungen auf als der deutsche Strommix. Insbesondere in den klimarelevanten Wirkungskategorien zeigt Agri-PV deutlich reduzierte Belastungen gegenüber dem Strommix des Jahres 2024. Vergleichbare Ergebnisse ergeben sich auch für die betrachtete Freiflächen-PV-Anlage.

Im Vergleich zum insgesamt geringfügig besser abschneidenden FFPV-System fallen die Unterschiede von APV und FFPV in 11 von 16 Wirkungskategorien nur moderat aus und liegen überwiegend unter 10 %. Studien berichten teilweise ebenfalls über günstigere Umweltbilanzen von Agri-PV gegenüber FFPV (z. B. Pascaris et al., 2021).

Auf Basis des berechneten Energieoutputs wurde unter der Annahme, dass 50% des über die Lebensdauer erzeugten Stroms gespeichert werden (57.710.143,45 kWh), zusätzlich ein literaturbasierter Vergleich der CO₂-Emissionen verschiedener Speichertechnologien durchgeführt. Dabei zeigte sich, dass Lithium-Ionen-Batteriespeicher die CO₂-ärmste Speicherlösung pro gespeicherter kWh darstellen. Insgesamt ergibt sich somit die ökologisch günstigste Kombination aus PV-Stromerzeugung und Batteriespeicherung durch eine APV-Anlage mit einem Batteriespeichersystem.

Bezogen auf die gesamten Lebenszyklusemissionen der PV-Anlagen sticht zudem die Speicherung in Form von Ammoniak bei Wasserstoffproduktion mittels AEL-Elektrolyse hervor. Dieses Ergebnis ist jedoch vor allem auf die geringen Gesamtwirkungsgrade der NH₃-Produktion zurückzuführen, bei denen nur etwa ein Fünftel der eingesetzten Energie für die Rückverstromung verfügbar bleibt. Entsprechend weist Ammoniak pro gespeicherter kWh einen höheren CO₂-Fußabdruck auf als Batteriespeicher. Insgesamt zeigen die chemischen Energiespeicher Wasserstoff und Ammoniak höhere spezifische Emissionen als Batteriespeicher, sind jedoch aufgrund ihrer hohen Energiedichte und Langzeitspeicherfähigkeit ein unverzichtbarer Bestandteil der Energiewende, sofern sie grün produziert und klimaneutral transportiert werden.

Das technische Flächenpotenzial für Agri-PV in Deutschland wird vom Fraunhofer ISE auf bis zu 500 GWp geschätzt, alleine nur auf besonders geeignete Standorte bezogen. Dies eröffnet erhebliche Chancen für den Ausbau erneuerbarer Energien bei gleichzeitigem

Schutz landwirtschaftlicher Kulturen. Darüber hinaus ist festzuhalten, dass der Materialaufwand für Agri-PV-Anlagen in den vergangenen Jahren durch Leichtbaukonzepte deutlich reduziert werden konnte. Während für frühere Anlagen noch etwa 44,46 kg Stahl pro m² benötigt wurden, lag der Stahlbedarf der in dieser Arbeit betrachteten Anlage bei nur noch 8,86 kg pro m² und nähert sich damit dem Niveau konventioneller Freiflächenanlagen (7,457 kg pro m²) an (Frischknecht et al., 2020).

Zusätzlich erhöhen Speichertechnologien wie Batteriespeicher durch die Abpufferung von Erzeugungsspitzen die wirtschaftliche Attraktivität von PV- und Agri-PV-Anlagen, da Strom gezielt zu vorteilhaften Börsenzeiten vermarktet werden kann.

Zusammenfassend zeigt diese Arbeit, dass Agri-PV in Kombination mit Batteriespeichern eine vielversprechende Möglichkeit darstellt, bei geringen Umweltwirkungen sowohl die Bodenfruchtbarkeit und landwirtschaftlichen Erträge zu erhalten, als auch einen substantiellen Beitrag zur Energiewende zu leisten. Damit kann Agri-PV nicht nur zur Minderung der Flächenkonflikte beitragen, sondern auch einen wichtigen Beitrag zur Bekämpfung des Klimawandels leisten.

Quellenverzeichnis

- ABB. (2014). *ABB Zentral-Wechselrichter PVI-500.0-CN* [Echnische Daten Zentral-Wechselrichter PVI-500.0-CN]. ABB. https://www.fimer.com/sites/default/files/PVI-500.0_BCD.00451_DE.pdf
- AEE. (2025). *Strommix in Deutschland im Jahr 2024*, Agentur für Erneuerbare Energien. A Agentur für Erneuerbare Energien. <https://www.unendlich-viel-energie.de/mediathek/grafiken/der-strommix-in-deutschland-im-jahr-2024>
- Agostini, A., Colauzzi, M., & Amaducci, S. (2021). Innovative agrivoltaic systems to produce sustainable energy: An economic and environmental assessment. *Applied Energy*, 281, 116102. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2020.116102>
- agrarheute. (2024, October 23). *Immer teurere Pacht: Nehmen PV-Anlagen Landwirten ihre Flächen weg?* [Text]. <https://www.agrarheute.com/energie/immer-teurere-pacht-nehmen-pv-anlagen-landwirten-flaechen-weg-627691>
- Agarheute, Dr. O. Z. (2025, August 11). *Strompreise stürzen auf minus 6 Cent – Keine Einspeisevergütung für Solarstrom*. <https://www.agrarheute.com/energie/strom/strompreise-stuerzen-minus-6-cent-keine-einspeiseverguetung-fuer-solarstrom-636029>
- Agri-PV Obstbau Nachtwey. (2025). *APV-Obstbau – Agri-Photovoltaik als Resilienzkonzept zur Anpassung an den Klimawandel im Obstbau—Fraunhofer ISE*. Fraunhofer-Institut für Solare Energiesysteme ISE. <https://www.ise.fraunhofer.de/de/forschungsprojekte/apv-obstbau.html>
- Ajeeb, W., Baptista, P., & Neto, R. C. (2024). Life cycle analysis of hydrogen production by different alkaline electrolyser technologies sourced with renewable energy. *Energy Conversion and Management*, 316, 118840. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2024.118840>
- Ajeeb, W., Costa Neto, R., & Baptista, P. (2024). Life cycle assessment of green hydrogen production through electrolysis: A literature review. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 69, 103923. <https://doi.org/10.1016/j.seta.2024.103923>
- Ajeeb, W., Neto, R. C., & Baptista, P. (2025). Comparative life cycle analysis of electrolysis hydrogen production from diverse green energy sources. In Z. Peng (Ed.), *Technological Advancements and Future Directions in Green Energy: Selected Papers from ICGET 2024* (pp. 49–61). Springer Nature Switzerland. https://doi.org/10.1007/978-3-031-83203-1_4
- Akhtar, M., & Liu, J. (2021). Life Cycle Assessment of Hydrogen Production from Imported Green Ammonia: A Korea Case Study. In *Computer Aided Chemical Engineering* (Vol. 50, pp. 147–152). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-88506-5.50024-3>
- Al-Ghussain, L., Alrbai, M., & Al-Dahidi, S. (2025). Comprehensive techno-economic and life cycle greenhouse gases analysis of green ammonia production utilizing PV and wind energy: Jordan as a case study. *Renewable Energy*, 249, 123249. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2025.123249>
- Anand, K., Welker, F., Seele, H., Pötting, H., & von der Assen, N. (2026). Life cycle assessment and uncertainty analysis of german import strategies for hydrogen and ammonia. *Energy Conversion and Management*, 350, 120923. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2025.120923>

Appl, M. (1999). *Ammonia: Principles and Industrial Practice*. WILEY-VCH Verlag GmbH
<https://doi.org/10.1002/9783527613885>

Ayadi, O., Shadid, R., Bani-Abdullah, A., Alrbai, M., Abu-Mualla, M., & Balah, N. (2022). Experimental comparison between Monocrystalline, Polycrystalline, and Thin-film solar systems under sunny climatic conditions. *Energy Reports, Technologies and Materials for Renewable Energy, Environment and Sustainability*, 8, 218–230.
<https://doi.org/10.1016/j.egy.2022.06.121>

BASF. (2025). *BASF wird erster Hersteller von erneuerbarem Ammoniak in Mitteleuropa*.
<https://www.basf.com/global/de/media/news-releases/2025/05/p-25-099>

Baumann, M., Peters, J. F., Weil, M., & Grunwald, A. (2017). CO₂ footprint and life-cycle costs of electrochemical energy storage for stationary grid applications. *Energy Technology*, 5(7), 1071–1083. <https://doi.org/10.1002/ente.201600622>

Baumschule Oberhofer. (2025). *Anbausysteme—Oberhofer Baumschule Tramin | Correzzola*.
<https://www.oberhoferb.com/de/anbausysteme.php>

Bertuccioli, L., Chan, A., Hart, D., Lehner, F., Madden, B., & Standen, E. (2014). *Study on development of water electrolysis in the EU*.

Bhandari, R., Trudewind, C. A., & Zapp, P. (2014). Life cycle assessment of hydrogen production via electrolysis – a review. *Journal of Cleaner Production, Special Volume: Making Progress Towards More Sustainable Societies through Lean and Green Initiatives*, 85, 151–163.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.07.048>

Blomgren, G. (2016). The development and future of lithium ion batteries. *Journal of The Electrochemical Society*, 164, A5019–A5025. <https://doi.org/10.1149/2.0251701jes>

BMWE. (2015). *Strommix 2014: Erneuerbare auf Rekordhoch*.
<https://energiewende.bundeswirtschaftsministerium.de/EWD/Redaktion/Newsletter/2015/01/Meldung/infografik-strommix-2014-erneuerbare-auf-rekordhoch.html>

BMWE. (2024). *Wichtiger Schritt für globalen Wasserstoffhochlauf – Deutschland importiert ab 2027 mit H2Global grüne Wasserstoffprodukte im großen Umfang*. Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz.
<https://www.bundeswirtschaftsministerium.de/Redaktion/DE/Pressemitteilungen/2024/07/20240711-h2global.html>

BMWE, B. für W. und K. |. (2025). *Ziele der Energiewende*.
<https://www.bundeswirtschaftsministerium.de/Redaktion/DE/Infografiken/Energie/ziele-der-energiewende.html>

BMWi. (2018). *Was sind eigentlich “negative Strompreise”?*
<https://energiewende.bundeswirtschaftsministerium.de/EWD/Redaktion/Newsletter/2018/02/Meldung/direkt-erklaert.html>

BMWK, B.-B. für W. und E. (2022). *Klimaschutz BMWK-Bundesministerium für Wirtschaft und Energie*.
<https://www.bundeswirtschaftsministerium.de/Redaktion/DE/Textsammlungen/Industrie/klimaschutz.html>

- BMWK, (2024). *Klimaschutz Solarpaket I, BMWK*.
<https://www.bundeswirtschaftsministerium.de/Redaktion/DE/Artikel/Energie/solarpaket-1.html>
- BNetzA. (2021). *Bundesnetzagentur—Dynamische Stromtarife* [Gov]. Bundesnetzagentur - Dynamische Stromtarife.
<https://www.bundesnetzagentur.de/DE/Vportal/Energie/Vertragsarten/DynStromtarife/start.html>
- Boero, A. J., Kardux, K., Kovaleva, M., Salas, D. A., Mooijer, J., Mashruk, S., Townsend, M., Rouwenhorst, K., Valera-Medina, A., Ramirez, A. D., Boero, A. J., Kardux, K., Kovaleva, M., Salas, D. A., Mooijer, J., Mashruk, S., Townsend, M., Rouwenhorst, K., Valera-Medina, A., & Ramirez, A. D. (2021). Environmental life cycle assessment of ammonia-based electricity. *energies*, 14(20). <https://doi.org/10.3390/en14206721>
- Boini, A., Manfrini, L., Morandi, B., Corelli Grappadelli, L., Predieri, S., Daniele, G. M., & López, G. (2021). High levels of shading as a sustainable application for mitigating drought, in modern apple production. *Agronomy*, 11(3), 422. <https://doi.org/10.3390/agronomy11030422>
- Bora, N., Kumar Singh, A., Pal, P., Kumar Sahoo, U., Seth, D., Rathore, D., Bhadra, S., Sevda, S., Venkatramanan, V., Prasad, S., Singh, A., Kataki, R., & Kumar Sarangi, P. (2024). Green ammonia production: Process technologies and challenges. *Fuel*, 369, 131808. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2024.131808>
- Börner, B. (2016, March 17). *LW-I-3: Hagelschäden in der Landwirtschaft*. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/monitoring-zur-das/handlungsfelder/landwirtschaft/lw-i-3/indikator>
- BUND. (2023). *Bundesgesetzblatt Teil I - Gesetz zur Stärkung der Digitalisierung im Bauleitplanverfahren und zur Änderung weiterer Vorschriften—Bundesgesetzblatt*. <https://www.recht.bund.de/bgbl/1/2023/176/VO>
- Busch, C., & Wydra, K. (2024). *Life cycle assessment of an exemplary agrivoltaic system in thuringia*. AgriVoltaics Conference Proceedings, 1. <https://doi.org/10.52825/agripv.v1i.537>
- Buttler, A., & Spliethoff, H. (2018). Current status of water electrolysis for energy storage, grid balancing and sector coupling via power-to-gas and power-to-liquids: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 82, 2440–2454. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.09.003>
- Chalaris, I., Jeong, B., & Jang, H. (2022). Application of parametric trend life cycle assessment for investigating the carbon footprint of ammonia as marine fuel. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 27(9), 1145–1163. <https://doi.org/10.1007/s11367-022-02091-4>
- Chen, W.-H., & Hsieh, I.-Y. L. (2023). Techno-economic analysis of lithium-ion battery price reduction considering carbon footprint based on life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 425, 139045. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.139045>
- Cheng, J., Yu, J., Tan, D., Wang, Q., & Zhao, Z. (2025). Life cycle assessment of apple production and consumption under different sales models in China. *Sustainable Production and Consumption*, 55, 100–116. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2025.02.010>
- CO2 Earth. (2026). *Earth's CO2 Home Page*. <https://www.co2.earth/>

de Kleijne, K., Huijbregts, M. A. J., Knobloch, F., van Zelm, R., Hilbers, J. P., de Coninck, H., & Hanssen, S. V. (2024). Worldwide greenhouse gas emissions of green hydrogen production and transport. *Nature Energy*, 9(9), 1139–1152. <https://doi.org/10.1038/s41560-024-01563-1>

Delmas, C. (2018). Sodium and sodium-ion batteries: 50 Years of Research. *Advanced Energy Materials*, 8(17), 1703137. <https://doi.org/10.1002/aenm.201703137>

Deutsche Umwelthilfe e.V. (2026). *Import von US-Fracking-Gas nach erstem Amtsjahr von Trump auf Rekordhoch*. Deutsche Umwelthilfe e.V. <https://www.duh.de/presse/pressemitteilungen/pressemitteilung/import-von-us-fracking-gas-nach-erstem-amtsjahr-von-trump-auf-rekordhoch-deutsche-umwelthilfe-warnt/>

DIN. (2021). *Deutsches Institut für Normung DIN SPEC 91434*. din-de. https://www.din.de/de/meta/suche/62730!search?_csrf=9b1f3646-3879-41e1-92af-08b266e56afd&query=DIN+SPEC+91434+

DIN EN ISO 14044. (2021). *DIN EN ISO 14044: 2021-02, Umweltmanagement_ - Ökobilanz_ - Anforderungen und Anleitungen*. DIN Media GmbH. <https://doi.org/10.31030/3179656>

Dunn, J. B., Gaines, L., Barnes, M., Sullivan, J., & Wang, M. (2012). *Material and Energy Flows in the Materials Production, Assembly, and End-of-Life Stages of the Automotive Lithium-Ion Battery Life Cycle* (ANL/ESD/12--3). Argonne National Laboratory (ANL), Argonne, IL (United States). <https://doi.org/10.2172/1044525>

Dupraz, C. (2024a). Assessment of the ground coverage ratio of agrivoltaic systems as a proxy for potential crop productivity. *Agroforestry Systems*, 98(8), 2679–2696. <https://doi.org/10.1007/s10457-023-00906-3>

Dupraz, C. (2024b). *The agronomy of crops in agrivoltaic systems* (pp. 181–216). In book: *Agrivoltaics: Technical, ecological, commercial and legal aspects*. https://doi.org/10.1049/PBPO245E_ch5

Edoo, N., & King, R. T. F. A. (2021). Techno-Economic Analysis of Utility-Scale Solar Photovoltaic Plus Battery Power Plant. *Energies*, 14(23). <https://doi.org/10.3390/en14238145>

EEA. (2019). *Boden, Land und Klimawandel*. <https://www.eea.europa.eu/de/signale/eua-signale-2019/artikel/boden-land-und-klimawandel>

EFSA, E. F. S. A., Maggiore, A., Afonso, A., Barrucci, F., & Sanctis, G. D. (2020). Climate change as a driver of emerging risks for food and feed safety, plant, animal health and nutritional quality. *EFSA Supporting Publications*, 17(6), 1881E. <https://doi.org/10.2903/sp.efsa.2020.EN-1881>

Ellingsen, L. A.-W., Hung, C. R., & Strømman, A. H. (2017). Identifying key assumptions and differences in life cycle assessment studies of lithium-ion traction batteries with focus on greenhouse gas emissions. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 55, 82–90. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2017.06.028>

ESWD. (2025). *European Severe Weather Database*. <https://eswd.eu/en?filter=%7B%22startCoordinates%22%3A%7B%7D%2C%22endCoordinates%22%3A%7B%7D%2C%22time%22%3A%7B%22amount%22%3A1%2C%22unit%22%3A%22w%22%7D%2C%22qualityLevels%22%3A%5B%5D%2C%22eventTypes%22%3A%5B%5D%2C%22countries%22%3A%5B%5D%2C%22advancedFilters%22%3A%5B%5D%2C%22includeDeleted%22%3Afalse%7D>

EU Commission IES. (2010). *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook :general guide for life cycle assessment: Detailed guidance*. Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2788/38479>

Eurener energia solar. (2025). *Eurener energia solar*. Eurener energia solar. <https://cdn.ensolar.com/z/pp/2024/5/l831y1fr3tg1wtmj8/eurener-mepv-agro-bif-260-275wp-2024en.pdf>

European Commission. (2025). *Life Cycle Assessment & the EF methods—Green Forum*. European Commission. Comprehensive Coverage of Impacts. https://green-forum.ec.europa.eu/green-business/environmental-footprint-methods/life-cycle-assessment-ef-methods_en

Extreme Weather—NASA Science. (2023).7. August <https://science.nasa.gov/climate-change/extreme-weather/>

Fang, Y., Xiao, L., Chen, Z., Ai, X., Cao, Y., & Yang, H. (2018). Recent advances in sodium-ion battery materials. *Electrochemical Energy Reviews*, 1. <https://doi.org/10.1007/s41918-018-0008-x>

FAO (Ed.). (2019). *Moving forward on food loss and waste reduction*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Fazio, S., Biganzoli, F., De, L. V., Zampori, L., Sala, S., & Diaconu, E. (2018). *Supporting information to the characterisation factors of recommended ef life cycle impact assessment methods*. JRC Publications Repository. <https://doi.org/10.2760/002447>

Findlay, H. S., & Turley, C. (2021). Ocean acidification and climate change. In *Climate Change* (pp. 251–279). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821575-3.00013-X>

Fouzia, H. B. (2019). *Monitoring of Marine Pollution* Verlag: IntechOpen

Franz, M., & Dumke, H. (2025). Evolution of patterns of specific land use by free-field photovoltaic power plants in Europe from 2006 to 2022. *Energy, Sustainability and Society*, 15(1), 12. <https://doi.org/10.1186/s13705-024-00504-w>

Fraunhofer IKTS. (2025). *Zukunft gestalten: Strategien für Infrastruktur und Beschäftigung in der regionalen und industriellen Transformation*. Fraunhofer IKTS. https://www.ikts.fraunhofer.de/content/dam/ikts/abteilungen/umwelt_und_verfahrenstechnik/technologieoekonomik_nachhaltigkeitsanalyse/oekonomische_analyse_nachhaltigkeit/Fraunhofer_IKTS_Faktencheck_Wasserstoff.pdf

Fraunhofer ISE. (2019). *DSW – Planung und Machbarkeit für eine direkte solare Wasserstoffherzeugung für die Mobilität—Fraunhofer ISE*. Fraunhofer-Institut für Solare Energiesysteme ISE. <https://www.ise.fraunhofer.de/de/forschungsprojekte/dsw.html>

Fraunhofer ISE. (2025a). *Aktuelle Fakten zur Photovoltaik in Deutschland—Fraunhofer ISE*. Fraunhofer-Institut für Solare Energiesysteme ISE. <https://www.ise.fraunhofer.de/de/veroeffentlichungen/studien/aktuelle-fakten-zur-photovoltaik-in-deutschland.html>

Fraunhofer ISE. (2025b). *Leitfaden Agri-Photovoltaik: Chance für Landwirtschaft und Energiewende - Fraunhofer ISE*. Fraunhofer-Institut für Solare Energiesysteme ISE.

<https://www.ise.fraunhofer.de/de/veroeffentlichungen/studien/agri-photovoltaik-chance-fuer-landwirtschaft-und-energiewende.html>

Fraunhofer ISE. (2025c). *Photovoltaics Report—Fraunhofer ISE*. Fraunhofer-Institut für Solare Energiesysteme ISE.

<https://www.ise.fraunhofer.de/de/veroeffentlichungen/studien/photovoltaics-report.html>

Fraunhofer ISE. (2025d). *Flächenpotenzial für Agri-Photovoltaik in Deutschland übertrifft Ausbauziele für Klimaschutz—Fraunhofer ISE*. Fraunhofer-Institut für Solare Energiesysteme ISE. <https://www.ise.fraunhofer.de/de/presse-und-medien/presseinformationen/2025/fraunhofer-ise-ausgruendung-flaechenpotenzial-fuer-agri-photovoltaik-in-deutschland-uebertrifft-ausbauziele-fuer-klimaschutz.html>

Fraunhofer ISE, (2020). *Forschungsprojekt Agri-PV-Obstbau am Bio-Obsthof Nachtwey*. Energieatlas Rheinland-Pfalz.

<https://www.energieatlas.rlp.de/earp/praxisbeispiele/projektsteckbriefe>

Frischknecht, R. (2020). *Lehrbuch der Ökobilanzierung*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-54763-2>

Frischknecht, R., Itten, R., Sinha, P., de Wild-Scholten, M., Zhang, J., Heath, G. A., & Olson, C. (2014). *Life Cycle Inventories and Life Cycle Assessments of Photovoltaic Systems* (NREL/TP--6A20-73853; IEA-PVPS-TASK-12; IEA-PVPS-12-04:2015). Paris, France: International Energy Agency (IEA). <https://doi.org/10.2172/1561526>

Frischknecht, R., Stolz, P., Heath, G., Raugei, M., Sinha, P., & de Wild-Scholten, M. (2020). *Methodology Guidelines on Life Cycle Assessment of Photovoltaic* (4th Edition). INTERNATIONAL ENERGY AGENCY PHOTOVOLTAIC POWER SYSTEMS PROGRAMME. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.15574.88648>

Fthenakis, V., & Kim, H. C. (2009). Land use and electricity generation: A life-cycle analysis. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 13(6), 1465–1474. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2008.09.017>

Fu, X., Zhang, J., & Kang, Y. (2022). Recent advances and challenges of electrochemical ammonia synthesis. *Chem Catalysis*, 2(10), 2590–2613. <https://doi.org/10.1016/j.checat.2022.09.001>

Ganlin, S. U. N., Haosheng, C. a. I., Guanli, X., Fengchun, H. E., Yanyan, H. E., Huquan, Y., Zhigang, Y. U., & Bin, C. (2024). Diversity of arthropods and population dynamics of dominant pests on polygonatum kiugiauuum under photovoltaic panels. *Journal of Henan Agricultural Sciences*, 53(11), 93. <https://doi.org/10.15933/j.cnki.1004-3268.2024.11.010>

Garrod, A., Hussain, S. N., & Ghosh, A. (2024). The technical and economic potential for crop based agrivoltaics in the United Kingdom. *Solar Energy*, 277, 112744. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2024.112744>

Ghandehariun, S., & Kumar, A. (2016). Life cycle assessment of wind-based hydrogen production in Western Canada. *International Journal of Hydrogen Energy*, 41(22), 9696–9704. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2016.04.077>

Global Solar Atlas. (2025). *Global Solar Atlas*.

<https://globalsolaratlas.info/map?c=51.009435,10.415039,9&s=50.963617,10.997314&m=site>

Goethe Universität. (2022). Klimawandel: Sinkt das Grundwasser, versickern Bäche und Flüsse und verschmutzen das Trinkwasser. *Aktuelles aus der Goethe-Universität Frankfurt*. <https://aktuelles.uni-frankfurt.de/forschung/klimawandel-sinkt-das-grundwasser-versickern-baeche-und-fluesse-und-verschmutzen-das-trinkwasser/>

Goita, E. G., Beagle, E. A., Nasta, A. N., Wissmiller, D. L., Ravikumar, A., & Webber, M. E. (2025). Effect of hydrogen leakage on the life cycle climate impacts of hydrogen supply chains. *Communications Earth & Environment*, 6(1), 160. <https://doi.org/10.1038/s43247-025-02141-3>

Gomiero, T., Pimentel, D., & Paoletti, M. G. (2011). Environmental impact of different agricultural management practices: conventional vs. organic agriculture. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 30(1–2), 95–124. <https://doi.org/10.1080/07352689.2011.554355>

Goodenough, J. B., & Park, K.-S. (2013). The Li-ion rechargeable battery: a perspective. *Journal of the American Chemical Society*, 135(4), 1167–1176. <https://doi.org/10.1021/ja3091438>

Goossens, Y., Tavernier, J., Mathijs, E., Keulemans, W., & Geeraerd, A. (2017). Life cycle assessment (LCA) for apple orchard production systems including low and high productive years in conventional, integrated and organic farms. *Agricultural Systems*, 153, 81–93. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.01.007>

Grigoriev, S. A., Fateev, V. N., Bessarabov, D. G., & Millet, P. (2020). Current status, research trends, and challenges in water electrolysis science and technology. *International Journal of Hydrogen Energy, Progress in Hydrogen Production and Utilization*, 45(49), 26036–26058. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2020.03.109>

Grüne Sachwerte. (2023, July 2). Agri PV Anlage: Besuch im Solarpark Donaueschingen. *Grüne Sachwerte*. https://www.gruene-sachwerte.de/news/agrar-photovoltaik_next2sun-solarpark_donaueschingen/

Gupta, A., & Jaiswal, M. (2025). *Operational and Maintenance Challenges of Energy Storage Systems in Microgrid*. <https://doi.org/10.1109/SusTech63138.2025.11025640>

Häfele, S., Hauck, M., & Dailly, J. (2016). Life cycle assessment of the manufacture and operation of solid oxide electrolyser components and stacks. *International Journal of Hydrogen Energy*, 41(31), 13786–13796. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2016.05.069>

Hauschild, & Huijbregts. (2015). *Introducing Life Cycle Impact Assessment* (pp. 1–16). In: LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment ((LCAC)). https://doi.org/10.1007/978-94-017-9744-3_1

Hauschild, M. Z., Rosenbaum, R. K., & Olsen, S. I. (Eds.). (2018). *Life Cycle Assessment: Theory and Practice*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-56475-3>

Henriksen, M. S., Matthews, H. S., White, J., Walsh, L., Grol, E., Jamieson, M., & Skone, T. J. (2024). Tradeoffs in life cycle water use and greenhouse gas emissions of hydrogen production pathways. *International Journal of Hydrogen Energy*, 49, 1221–1234. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2023.08.079>

Hoesung, L., Dasgupta, D., Krinner, G., Mukherji, A., Thorne, P. W., Trisos, C., Romero, J., Aldunce, P., Barrett, K., Blanco, G., Cheung, W. W. L., Connors, S., Denton, F., Diongue-Niang, A., Dodman, D., Garschagen, M., Geden, O., Hayward, B., Jones, C., ... Péan, C. (with Lee, H.). (2023). *IPCC, 2023: Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II*

and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland. (First). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). <https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647>

Hopf, M. (2021). *Masterarbeit Agri-Photovoltaik im Apfelanbau*. https://www.fh-erfurt.de/fileadmin/Dokumente/Personen/LGF/Wydra/MA-Thesis_Michaela_Hopf.pdf

Hoppe, A. C., Minke, C., Hoppe, A. C., & Minke, C. (2025). Reducing environmental impacts of water electrolysis systems by reuse and recycling: life cycle assessment of a 5 mw alkaline water electrolysis plant. *Energies*, 18(4). <https://doi.org/10.3390/en18040796>

Hou, G. (2016). Life cycle assessment of grid-connected photovoltaic power generation from crystalline silicon solar modules in China. *Applied Energy*, 164, 882–890. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.11.023>

Hu, D., Tao, Q., Niu, Y., Yan, Y., Yan, W., Gong, X., & Peng, L. (2025). Source analysis of atmospheric ozone in a typical industry city: Highlighting the role of coal chemical industry in ozone formation. *Journal of Environmental Sciences*. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2025.08.060>

Husain Patel, G., Havukainen, J., Hörttanainen, M., Soukka, R., & Tuomaala, M. (2024). Climate change performance of hydrogen production based on life cycle assessment. *Green Chemistry*, 26(2), 992–1006. <https://doi.org/10.1039/D3GC02410E>

Hwang, J.-Y., Myung, S.-T., & Sun, Y.-K. (2017). Sodium-ion batteries: Present and future. *Chemical Society Reviews*, 46(12), 3529–3614. <https://doi.org/10.1039/C6CS00776G>

Impact, G., & Schäfer, E. (2024, August 12). Äpfel unter Strom. *Good Impact*. <https://goodimpact.eu/machen/macher-innen/apfel-unter-strom-agri-pv>

International Energy Agency. (2021). *Ammonia Technology Roadmap: Towards more sustainable nitrogen fertiliser production*. OECD. <https://doi.org/10.1787/f6daa4a0-en>

International Energy Agency. (2022). *Global Hydrogen Review 2022*. <https://www.iea.org/reports/global-hydrogen-review-2022>

IRENA. (2025). *Record-Breaking Annual Growth in Renewable Power Capacity*. <https://www.irena.org/News/pressreleases/2025/Mar/Record-Breaking-Annual-Growth-in-Renewable-Power-Capacity>

IW, & Küper, M. (2023). Welche Rolle kann grünes Ammoniak bei der Dekarbonisierung Deutschlands spielen? *Institut der deutschen Wirtschaft*, (73). <https://www.iwkoeln.de/studien/malte-kueper-welche-rolle-kann-gruenes-ammoniak-bei-der-dekarbonisierung-deutschlands-spielen.html>

Jasper, F., Baumann, M., Stumpf, M., Husmann, A., Riegel, B., Passerini, S., & Weil, M. (2025). Full life cycle assessment of an industrial lead–acid battery based on primary data. *Energy Advances*, 4(7), 910–929. <https://doi.org/10.1039/D5YA00057B>

Jia, J., Cheng, S., Yao, S., Xu, T., Zhang, T., Ma, Y., Wang, H., & Duan, W. (2018). Emission characteristics and chemical components of size-segregated particulate matter in iron and steel industry. *Atmospheric Environment*, 182, 115–127. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.03.051>

Johansson, D. (2015). *Life cycle assessment (LCA) of apples – A comparison between apples produced in Sweden, Italy and Argentina*. 43.

Juillion, P., Lopez, G., Fumey, D., Lesniak, V., Génard, M., & Vercambre, G. (2022). Shading apple trees with an agrivoltaic system: Impact on water relations, leaf morphophysiological characteristics and yield determinants. *Scientia Horticulturae*, 306, 111434. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2022.111434>

Khakimov, R., Moskvina, A., & Zhdanov, O. (2024). Hydrogen as a key technology for long-term & seasonal energy storage applications. *International Journal of Hydrogen Energy*, 68, 374–381. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2024.04.066>

Khalid, A., Kashif, S. A. R., Ain, N., Awais, M., Smieeee, M., El Mariachet Carreño, J., Vasquez, J., Guerrero, J., & Khan, B. (2023). Comparison of kalman filters for state estimation based on computational complexity of li-ion cells. *Energies*, 16, 2710. <https://doi.org/10.3390/en16062710>

Khan, M. N., & Mohammad, F. (2014). Eutrophication: challenges and solutions. In A. A. Ansari & S. S. Gill (Eds.), *Eutrophication: Causes, Consequences and Control: Volume 2* (pp. 1–15). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7814-6_1

Krexner, T., Bauer, A., Gronauer, A., Mikovits, C., Schmidt, J., & Kral, I. (2024). Environmental life cycle assessment of a stilted and vertical bifacial crop-based agrivoltaic multi land-use system and comparison with a mono land-use of agricultural land. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 196, 114321. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2024.114321>

Kuhaupt, C., & TLLR. (2023). *Landwirtschaft in Thüringen—Zahlen und Fakten*. https://www.tllr.de/www/daten/oekonomie/daten_fakten/daten_fakten_ldw_2024.pdf

Kundu, D., Talaie, E., Duffort, V., & Nazar, L. F. (2015). The emerging chemistry of sodium ion batteries for electrochemical energy storage. *Angewandte Chemie (International Ed. in English)*, 54(11), 3431–3448. <https://doi.org/10.1002/anie.201410376>

Kurzweil, P. (2013). *Brennstoffzellentechnik: Grundlagen, Komponenten, Systeme, Anwendungen*. Springer Fachmedien. <https://doi.org/10.1007/978-3-658-00085-1>

Kurzweil, P. (2025). Brennstoffzellen. In P. Kurzweil (Ed.), *Angewandte Elektrochemie: Grundlagen, Messtechnik, Elektroanalytik, Energiewandlung, technische Verfahren* (pp. 159–197). Springer Fachmedien. https://doi.org/10.1007/978-3-658-47844-5_8

Lan, R., Irvine, J. T. S., & Tao, S. (2012). Ammonia and related chemicals as potential indirect hydrogen storage materials. *International Journal of Hydrogen Energy*, 10th International Conference on Clean Energy 2010, 37(2), 1482–1494. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2011.10.004>

Larcher, D., & Tarascon, J.-M. (2015). Towards greener and more sustainable batteries for electrical energy storage. *Nature Chemistry*, 7(1), 19–29. <https://doi.org/10.1038/nchem.2085>

Le Féon, S., Benezech, T., Yannou-Le Bris, G., Aubin, J., Sampers, I., Herreman, D., & Pénicaut, C. (2023). Life cycle assessment of a small-scale and low-input organic apple value chain including fresh fruit, juice and applesauce. *Cleaner Environmental Systems*, 11. <https://doi.org/10.1016/j.cesys.2023.100141>

- Le Varlet, T., Schmidt, O., Gambhir, A., Few, S., & Staffell, I. (2020). Comparative life cycle assessment of lithium-ion battery chemistries for residential storage. *Journal of Energy Storage*, 28, 101230. <https://doi.org/10.1016/j.est.2020.101230>
- Lee, H. E., Ling, J. L. J., Pae, K. P., Solanki, B. S., Park, H. S., Ahn, H. J., Seo, H. W., & Lee, S. H. (2024). Comparative life cycle assessment of carbon-free ammonia as fuel for power generation based on the perspective of supply chains. *Energy*, 312, 133557. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2024.133557>
- Leon, A., & Ishihara, K. N. (2018a). Assessment of new functional units for agrivoltaic systems. *Journal of Environmental Management*, 226, 493–498. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.013>
- Leon, A., & Ishihara, K. N. (2018b). Assessment of new functional units for agrivoltaic systems. *Journal of Environmental Management*, 226, 493–498. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.013>
- Leon, A., & Ishihara, K. N. (2018c). Influence of allocation methods on the LC-CO₂ emission of an agrivoltaic system. *Resources, Conservation and Recycling*, 138, 110–117. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.06.017>
- Lewicki, P. (2013). *Photovoltaik*. Umweltbundesamt. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/erneuerbare-energien/photovoltaik>
- Liu, X., Elgowainy, A., & Wang, M. (2020). Life cycle energy use and greenhouse gas emissions of ammonia production from renewable resources and industrial by-products. *Green Chemistry*, 22(17), 5751–5761. <https://doi.org/10.1039/D0GC02301A>
- Lopes, P. P., & Stamenkovic, V. R. (2020). Past, present, and future of lead–acid batteries. *Science*, 369(6506), 923–924. <https://doi.org/10.1126/science.abd3352>
- Lopez, G., Boini, A., & Torres-Ruiz, J. M. (2018). Effect of shading and water stress on light interception, physiology and yield of apple trees. *Agricultural Water Management*, 210, 140–148. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.08.015>
- LWK-Rheinland-Pfalz. (2023). *Mehrheit gegen PV auf landwirtschaftlichen Flächen*. <https://www.lwk-rlp.de/service/presse/detail/mehrheit-gegen-pv-auf-landwirtschaftlichen-flaechen>
- Lynch, D. (2009). Environmental impacts of organic agriculture: A Canadian perspective. *Canadian Journal of Plant Science*, 89(4), 621–628. <https://doi.org/10.4141/CJPS08165>
- Ma, X., Yang, D., Shen, X., Zhai, Y., Zhang, R., & Hong, J. (2018). How much water is required for coal power generation: An analysis of gray and blue water footprints. *Science of The Total Environment*, 636, 547–557. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.309>
- Makhlouf, A., Serradj, T., & Cheniti, H. (2015). Life cycle impact assessment of ammonia production in Algeria: A comparison with previous studies. *Environmental Impact Assessment Review*, 50, 35–41. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2014.08.003>
- Maniscalco, M. P., Longo, S., Cellura, M., Micciché, G., Ferraro, M., Maniscalco, M. P., Longo, S., Cellura, M., Micciché, G., & Ferraro, M. (2024). Critical review of life cycle assessment of

hydrogen production pathways. *Environments*, 11(6).
<https://doi.org/10.3390/environments11060108>

Max-Planck-Gesellschaft. (2024). *Die fossilen CO₂-Emissionen nehmen weltweit weiter zu*.
<https://www.mpg.de/23729143/co2-emission-bilanz-2024>

Mayer, P., Ramirez, A., Pezzella, G., Winter, B., Sarathy, S. M., Gascon, J., & Bardow, A. (2023). Blue and green ammonia production: A techno-economic and life cycle assessment perspective. *iScience*, 26(8). <https://doi.org/10.1016/j.isci.2023.107389>

MDR, T. S. und B. A. (2025). *Nationale Wasserstoffstrategie: Ziele werden "krachend verfehlt."*
tagesschau.de. <https://www.tagesschau.de/investigativ/mdr/gruener-wasserstoff-108.html>

Messer. (2025). *Hydrogen by Messer: Facts, concepts, supply, references, engagement, events—Hydrogen. Abbildung 15*
https://hydrogen.messergroup.com/documents/57459298/0/Alkalische_Wasserelektrolyse_Oekostrom_DE.jpg/addb9176-0746-625d-fc52-836fd96b8d48?t=1636470714124&imagePreview=1

NOAA. (2024). *Gml.noaa.gov/webdata/ccgg/trends/co2/co2_annmean_gl.txt*.
https://gml.noaa.gov/webdata/ccgg/trends/co2/co2_annmean_gl.txt

Ochoa, N. (2023). *Comparative Life Cycle Assessment of Ammonia Production Pathways*.

Olmez, G. M., Dilek, F. B., Karanfil, T., & Yetis, U. (2016). The environmental impacts of iron and steel industry: A life cycle assessment study. *Journal of Cleaner Production, Special Volume: SDEWES 2014 - Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems*, 130, 195–201. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.139>

Osorio-Tejada, J., Tran, N. N., & Hessel, V. (2022). Techno-environmental assessment of small-scale Haber-Bosch and plasma-assisted ammonia supply chains. *Science of The Total Environment*, 826, 154162. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154162>

Papastefanou, C. (2010). Escaping radioactivity from coal-fired power plants (CPPs) due to coal burning and the associated hazards: A review. *Journal of Environmental Radioactivity*, 101(3), 191–200. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2009.11.006>

Park, C., Lim, S., Shin, J., & Lee, C.-Y. (2022). How much hydrogen should be supplied in the transportation market? Focusing on hydrogen fuel cell vehicle demand in South Korea: Hydrogen demand and fuel cell vehicles in South Korea. *Technological Forecasting and Social Change*, 181, 121750. <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2022.121750>

Pascaris, A. S., Handler, R., Schelly, C., & Pearce, J. M. (2021). Life cycle assessment of pasture-based agrivoltaic systems: Emissions and energy use of integrated rabbit production. *Cleaner and Responsible Consumption*, 3, 100030. <https://doi.org/10.1016/j.clrc.2021.100030>

Pataczek, L., Weselek, A., Bauerle, A., Högy, P., Lewandowski, I., Zikeli, S., & Schweiger, A. (2023). Agrivoltaics mitigate drought effects in winter wheat. *Physiologia Plantarum*, 175(6), e14081. <https://doi.org/10.1111/ppl.14081>

Paul, D., Pechancová, V., Saha, Nabanita, Pavelková, D., Saha, Nibedita, Motiei, M., Jamatia, T., Chaudhuri, M., Ivanichenko, A., Venher, M., Hrbáčková, L., & Sába, P. (2024). Life cycle

assessment of lithium-based batteries: Review of sustainability dimensions. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 206, 114860. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2024.114860>

Pellow, M. A., Ambrose, H., Mulvaney, D., Betita, R., & Shaw, S. (2020). Research gaps in environmental life cycle assessments of lithium ion batteries for grid-scale stationary energy storage systems: End-of-life options and other issues. *Sustainable Materials and Technologies*, 23, e00120. <https://doi.org/10.1016/j.susmat.2019.e00120>

Peters, J., Buchholz, D., Passerini, S., & Weil, M. (2016). Life cycle assessment of sodium-ion batteries. *Energy & Environmental Science*, 9(5), 1744–1751. <https://doi.org/10.1039/C6EE00640J>

Peters, J. F., & Weil, M. (2018). Providing a common base for life cycle assessments of Li-Ion batteries. *Journal of Cleaner Production*, 171, 704–713. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.016>

Pradhan, P., Seydewitz, T., Zhou, B., Lüdeke, M. K. B., & Kropp, J. P. (2022). Climate extremes are becoming more frequent, co-occurring, and persistent in Europe. *Anthropocene Science*, 1(2), 264–277. <https://doi.org/10.1007/s44177-022-00022-4>

PtJ. (2025). *PtJ: Abwärme der Wasserstoff-Elektrolyse speist Fernwärmenetz*. <https://www.ptj.de/veroeffentlichungen/aktuelles/wasserstoff-abwaerme-der-elektrolyse-speist-fernwaermenetz>

ptj. (2025). *PtJ: Abwärme der Wasserstoff-Elektrolyse speist Fernwärmenetz*. Ptj. <https://www.ptj.de/veroeffentlichungen/aktuelles/wasserstoff-abwaerme-der-elektrolyse-speist-fernwaermenetz>

Pucik, T. (2025, January 8). *Hailstorms of 2024 | European Severe Storms Laboratory*. <https://www.essl.org/cms/hailstorms-of-2024/>

pv magazine. (2024, May 7). *Italien verbietet Photovoltaik auf landwirtschaftlichen Flächen*. pv magazine Deutschland. <https://www.pv-magazine.de/2024/05/07/italien-verbietet-photovoltaik-auf-landwirtschaftlichen-flaechen/>

pv magazine. (2025, September 26). Peak energy announces operation of first large-scale sodium ion battery in us. *energy storage*. <https://www.ess-news.com/2025/09/26/peak-energy-announces-operation-of-first-large-scale-sodium-ion-battery-in-us/>

PV magazine, pv. (2025, August 11). *Co-Location von Agri-PV und Batteriespeicher – das Zukunftsmodell für eine wirtschaftlich starke Landwirtschaft*. pv magazine Deutschland. <https://www.pv-magazine.de/unternehmensmeldungen/co-location-von-agri-pv-und-batteriespeicher-das-zukunftsmodell-fuer-eine-wirtschaftlich-starke-landwirtschaft/>

PV Netzwerk Baden-Württemberg. (2024). *PV Netzwerk Baden-Württemberg Abbildung 10*. <https://www.photovoltaik-bw.de/best-practices/doppelseitige-photovoltaik-module-fuer-freiflaechen>

Quest One. (2025). *Quest One—Electrolyzer Technology Abbildung 16*. Quest One. <https://www.questone.com/en/>

Rashedi, A., & Khanam, T. (2020). Life cycle assessment of most widely adopted solar photovoltaic energy technologies by mid-point and end-point indicators of ReCiPe method.

Environmental Science and Pollution Research, 27(23), 29075–29090.
<https://doi.org/10.1007/s11356-020-09194-1>

Ravilla, A., Shirkey, G., Chen, J., Jarchow, M., Stary, O., & Celik, I. (2024). Techno-economic and life cycle assessment of agrivoltaic system (AVS) designs. *Science of The Total Environment*, 912, 169274. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169274>

Rühmer, T. (2023). *Perspektiven Haidegger, Land Steiermark*. Land Steiermark.
https://www.agrar.steiermark.at/cms/dokumente/12732975_13888112/60118f96/Perspektive_n%202023-03.pdf

Rühmer, T., & Steinbauer, L. (2023). *Ein erster Überblick über die Reife- und Ertragsmessungen bei den Apfelbäumen*. <https://www.agrar.steiermark.at/>.
https://www.agrar.steiermark.at/cms/dokumente/12945362_13888112/9848aa65/2023-02%20AGRI%20PV%20News%20Ein%20erster%20%C3%9Cberblick%20%C3%BCber%20die%20Reife-%20und%20Ertragsmessungen%20bei%20den%20Apfelb%C3%A4umen.pdf

Ryan, N. A., Lin, Y., Mitchell-Ward, N., Mathieu, J. L., & Johnson, J. X. (2018). Use-phase drives lithium-ion battery life cycle environmental impacts when used for frequency regulation. *Environmental Science & Technology*, 52(17), 10163–10174.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02171>

Sadhukhan, J., Christensen, M., Sadhukhan, J., & Christensen, M. (2021). An in-depth life cycle assessment (lca) of lithium-ion battery for climate impact mitigation strategies. *Energies*, 14(17). <https://doi.org/10.3390/en14175555>

Scharf, J., Grieb, M., & Fritz, M. (2021). *Agri-Photovoltaik Stand und offene Fragen* (No. 73; TFZ 73, p. 31). Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe.
https://www.tfz.bayern.de/mam/cms08/rohstoffpflanzen/dateien/tfz_bericht_73_agri-pv.pdf

Schindele, S., Trommsdorff, M., Schlaak, A., Obergfell, T., Bopp, G., Reise, C., Braun, C., Weselek, A., Bauerle, A., Högy, P., Goetzberger, A., & Weber, E. (2020). Implementation of agrophotovoltaics: Techno-economic analysis of the price-performance ratio and its policy implications. *Applied Energy*, 265, 114737. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2020.114737>

Schmitt, J., Offermann, F., Söder, M., Frühauf, C., & Finger, R. (2022). Extreme weather events cause significant crop yield losses at the farm level in German agriculture. *Food Policy*, 112, 102359. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2022.102359>

Schuberth, J. (2025, April 11). *Photovoltaik-Freiflächenanlagen* [Text]. Umweltbundesamt. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/erneuerbare-energien/photovoltaik/photovoltaik-freiflaechenanlagen>

Sekhar S, J., Samuel, M. S., Glivin, G., Le, T., & Mathimani, T. (2024). Production and utilization of green ammonia for decarbonizing the energy sector with a discrete focus on Sustainable Development Goals and environmental impact and technical hurdles. *Fuel*, 360, 130626. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2023.130626>

Sharma, H., Mandil, G., Zwolinski, P., Cor, E., Mugnier, H., & Monnier, E. (2020). Integration of life cycle assessment with energy simulation software for polymer exchange membrane (PEM) electrolysis. *Procedia CIRP, 27th CIRP Life Cycle Engineering Conference (LCE2020) Advancing Life Cycle Engineering : From Technological Eco-Efficiency to Technology That Supports a World*

That Meets the Development Goals and the Absolute Sustainability, 90, 176–181.
<https://doi.org/10.1016/j.procir.2020.02.139>

Shaya, N., Glöser-Chahoud, S., Shaya, N., & Glöser-Chahoud, S. (2024). A Review of Life Cycle Assessment (LCA) Studies for Hydrogen Production Technologies through Water Electrolysis: Recent Advances. *Energies*, 17(16). <https://doi.org/10.3390/en17163968>

Siekmann, A. (2024, July 24). *So viel Pflanzenschutzmittel können Sie durch Agri-PV einsparen* [Text]. <https://www.agrarheute.com/energie/so-viel-pflanzenschutzmittel-koennen-agri-pv-einsparen-623850>

SimaPro. (2025). Meet SimaPro developer – PRé Sustainability. *SimaPro*.
<https://simapro.com/meet-the-developer/>

Singh, L. M., Kumar, M., Sahoo, B. K., Sapra, B. K., & Kumar, R. (2015). Study of natural radioactivity, radon exhalation rate and radiation doses in coal and flyash samples from thermal power plants, india. *Physics Procedia, 26th International Conference on Nuclear Tracks in Solids (ICNTS26) Kobe, Japan 15th – 19th September 2014*, 80, 120–124.
<https://doi.org/10.1016/j.phpro.2015.11.070>

Skinner, C., Gattinger, A., Krauss, M., Krause, H.-M., Mayer, J., van der Heijden, M. G. A., & Mäder, P. (2019). The impact of long-term organic farming on soil-derived greenhouse gas emissions. *Scientific Reports*, 9(1), 1702. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-38207-w>

Smith, C., Hill, A. K., & Torrente-Murciano, L. (2020). Current and future role of Haber–Bosch ammonia in a carbon-free energy landscape. *Energy & Environmental Science*, 13(2), 331–344.
<https://doi.org/10.1039/C9EE02873K>

SolarInput e.V. (2024). *Sonne und Obst: Agri-Photovoltaik in Aktion auf dem Bio-Obsthof Nachtwey – SolarInput*. <https://solarinput.de/sonne-und-obst-agri-photovoltaik-in-aktion-auf-dem-bio-obsthof-nachtwey/>

Solarserver. (2024, July 23). *Autarke erneuerbare Energiesysteme mit Wasserstoff und DC-Kopplung*. Solarserver. <https://www.solarserver.de/2024/07/23/autark-erneuerbare-energiesysteme-wasserstoff/>

Song, G., Chen, Y., He, Y., Jia, Q., Wu, Q., Cui, X., & Zhao, H. (2025). Techno-economic and life cycle greenhouse gas assessment of green ammonia produced by low-pressure Haber-Bosch process. *Energy Nexus*, 17, 100379. <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2025.100379>

SonnenProjekte GmbH. (2025, April 25). Studienergebnis: Breite Zustimmung zu Agri PV in der Landwirtschaft. *SonnenProjekte GmbH*. <https://www.sonnen-projekte.de/agri-pv-studie/>

Stadig, M. (2001). *Life cycle assessment of apple production—Case studies for Sweden, New Zealand and France*. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:959114/FULLTEXT01.pdf>

Staffell, I., Scamman, D., Abad, A. V., Balcombe, P., Dodds, P. E., Ekins, P., Shah, N., & Ward, K. R. (2019). The role of hydrogen and fuel cells in the global energy system. *Energy & Environmental Science*, 12(2), 463–491. <https://doi.org/10.1039/C8EE01157E>

Statista. (2012). *Wirkungsgrade verschiedener Stromspeicher*. Statista.
<https://de.statista.com/statistik/daten/studie/156269/umfrage/wirkungsgrade-von-ausgewaehlten-stromspeichern/>

- Statista. (2025). *Hektarertrag ökologisch erzeugter Äpfel bis 2024*. Statista. <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/1550625/umfrage/apfel-oekologischer-anbau-hektarertrag/>
- Statistisches Bundesamt. (2025a). *Apfelernte 2024: Mit 872 000 Tonnen zweittniedrigste Ernte der vergangenen zehn Jahre*. Apfelernte 2024: Mit 872 000 Tonnen zweittniedrigste Ernte der vergangenen zehn Jahre. https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2025/01/PD25_014_412.html
- Statistisches Bundesamt. (2025b). *Bruttostromerzeugung nach Energieträgern in Deutschland ab 1990*. Statistisches Bundesamt. <https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Energie/Erzeugung/bar-chart-race.html>
- Statistisches Bundesamt. (2025c). *Stromerzeugung 2024*. Statistisches Bundesamt. Stromerzeugung 2024: 59,4 % aus erneuerbaren Energieträgern. https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2025/03/PD25_091_43312.html
- Steinbauer, D. L. (2024). *Das Beispiel Pfirsich zeigt: Die Frostschutzwirkung der Agri-PV ist multifaktoriell*. https://www.agrar.steiermark.at/cms/dokumente/12945362_13888112/cdd38f42/2024-02%20Das%20Beispiel%20Pfirsich%20zeigt%20-%20die%20Frostschutzwirkung%20der%20AGRI-PV%20ist%20multifaktoriell.pdf
- Stoll, J. (2018, July 25). *Weltweite Temperaturen und Extremwetterereignisse seit 2010* [Text]. Umweltbundesamt. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/klimawandel/weltweite-temperaturen-extremwetterereignisse-seit>
- Strodl, I., & Puschenreiter, M. (2024). *Auswirkungen der Beschattung durch PV-Module in Obstbaum- plantagen auf das Mikroklima und den Wasserhaushalt im Boden*. <https://www.agrar.steiermark.at/>. https://www.agrar.steiermark.at/cms/dokumente/12945362_13888112/a586c419/Auswirkung-en%20der%20Beschattung%20durch%20PV-Module%20in%20Obstbaumplantagen%20auf%20das%20Mikroklima%20und%20den%20Wass-erhaushalt%20im%20Boden.pdf
- Sun, Y., Zhang, X., Zwiers, F. W., Song, L., Wan, H., Hu, T., Yin, H., & Ren, G. (2014). Rapid increase in the risk of extreme summer heat in Eastern China. *Nature Climate Change*, 4(12), 1082–1085. <https://doi.org/10.1038/nclimate2410>
- SW Weimar. (2023). *Wasserstoffbusse—SW Weimar*. <https://sw-weimar.de/weimarer-wasserstoff/>
- Tabrizi, M. K., Famiglietti, J., Bonalumi, D., Campanari, S., Tabrizi, M. K., Famiglietti, J., Bonalumi, D., & Campanari, S. (2023). The carbon footprint of hydrogen produced with state-of-the-art photovoltaic electricity using life-cycle assessment methodology. *Energies*, 16(13). <https://doi.org/10.3390/en16135190>
- Terlouw, T., Moretti, C., Harpprecht, C., Sacchi, R., McKenna, R., & Bauer, C. (2025). Global greenhouse gas emissions mitigation potential of existing and planned hydrogen projects. *Nature Energy*, 10(12), 1503–1515. <https://doi.org/10.1038/s41560-025-01892-9>
- TFZ. (2021). *TFZ Bericht 73, Agri-Photovoltaik – Stand und offene Fragen*. <https://www.tfz.bayern.de/publikationen/berichte/277749/index.php>

Thüringer MIL. (2020). *Ernte in Thüringen 2020*. https://digitales-infrastruktur.thueringen.de/fileadmin/Landwirtschaft/Pflanzliche_Erzeugung_Gartenbau_und_Sonderkulturen/Erntebericht_2020.pdf

Thüringer MIL. (2021). *Ernte in Thüringen 2021*. Thüringer Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft. https://digitales-infrastruktur.thueringen.de/fileadmin/05_Medieninfo_Anlagen_Fotos/2021/2021_09_02_Erntepressekonferenz/21-09-01_Erntebericht_WEB_final.pdf

top agrar. (2017, September 5). *Durchwachsene Ernte auch in Thüringen*. top agrar. <https://www.topagrar.com/management-und-politik/news/durchwachsene-ernte-auch-in-thueringen-9559107.html>

Trommsdorff, M., Campana, P. E., Macknick, J., Fernández Solas, A., Gorjian, S., & Tsanakas, I. (2025). *Dual Land Use for Agriculture and Solar Power Production: Overview and Performance of Agrivoltaic Systems*. International Energy Agency Photovoltaic Power Systems Programme. <https://doi.org/10.69766/XAEU5008>

Trommsdorff, M., Hopf, M., Hörnle, O., Berwind, M., Schindele, S., & Wydra, K. (2023). Can synergies in agriculture through an integration of solar energy reduce the cost of agrivoltaics? An economic analysis in apple farming. *Applied Energy*, 350, 121619. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2023.121619>

Umweltbundesamt. (2025). *Beitrag der Landwirtschaft zu den Treibhausgas-Emissionen* [Text]. Umweltbundesamt. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft/beitrag-der-landwirtschaft-zu-den-treibhausgas>

Valera-Medina, A., & Banares-Alcantara, R. (2020). *Techno-Economic Challenges of Green Ammonia as an Energy Vector*. Academic Press.

Valera-Medina, A., Xiao, H., Owen-Jones, M., David, W. I. F., & Bowen, P. J. (2018). Ammonia for power. *Progress in Energy and Combustion Science*, 69, 63–102. <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2018.07.001>

van der Werf, H. M. G., Knudsen, M. T., & Cederberg, C. (2020). Towards better representation of organic agriculture in life cycle assessment. *Nature Sustainability*, 3(6), 419–425. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0489-6>

Vattenfall. (2025). *Vattenfall nimmt Deutschlands größten Agri-PV Park in Betrieb*. Vattenfall. <https://group.vattenfall.com/de/newsroom/pressemitteilungen/2025/vattenfall-nimmt-deutschlands-groebten-agri-pv-park-in-betrieb>

Vazquez-Sanchez, H., Okeke, I. J., Singh, E., Baaqel, H., Saville, B. A., MacLean, H. L., & Sarathy, S. M. (2025). A life cycle assessment of e-hydrogen production using proton-exchange membrane water electrolysis coupled with desalination in Saudi Arabia. *International Journal of Hydrogen Energy*, 139, 792–805. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2025.05.154>

Verband Gartenbau in Thüringen. (2019). *Obstbau | Gartenbau in Thüringen*. <https://www.gartenbau-in-thueringen.de/verband/arbeitsbereiche/obstbau>

Verivox. (2024). *Pumpspeicherkraftwerk: Vorteile, Nachteile und Funktionsweise*. <https://www.verivox.de/strom/themen/pumpspeicherkraftwerk/>

- Vutetakis, D. G. (2009). Encyclopedia of Electrochemical Power Sources. In *Encyclopedia of Electrochemical Power Sources* (2009th ed., Vol. 1, pp. 174–185). <https://www.sciencedirect.com/topics/engineering/main-battery>
- Wei, X., Sharma, S., Waeber, A., Wen, D., Sampathkumar, S. N., Margni, M., Maréchal, F., & Herle, J. V. (2024). Comparative life cycle analysis of electrolyzer technologies for hydrogen production: Manufacturing and operations. *Joule*, 8(12), 3347–3372. <https://doi.org/10.1016/j.joule.2024.09.007>
- Wei, Y., Jiang, S., & Du, Z. (2026). Optimization and life cycle assessment of bio-based electrochemical green ammonia production process. *Biomass and Bioenergy*, 206, 108637. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2025.108637>
- Weselek, A., Ehmann, A., Zikeli, S., Lewandowski, I., Schindele, S., & Högy, P. (2019). Agrophotovoltaic systems: Applications, challenges, and opportunities. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 39(4), 35. <https://doi.org/10.1007/s13593-019-0581-3>
- Whiting, K., Conrad, S., Bradley, T., & Coburn, T. (2025). A Comprehensive Life Cycle Assessment Framework for Agrivoltaic Systems. *AgriVoltaics Conference Proceedings*, 3. <https://doi.org/10.52825/agripv.v3i.1396>
- Wickerts, S., Arvidsson, R., Nordelöf, A., Svanström, M., & Johansson, P. (2023). Prospective Life Cycle Assessment of Lithium-Sulfur Batteries for Stationary Energy Storage. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 11(26), 9553–9563. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.3c00141>
- Wikimedia. (2020). Funktionsweise Photoeffekt. Abbildung 2 https://upload.wikimedia.org/wikipedia/de/thumb/d/d6/Solarzelle_Funktionsprinzip.png/960px-Solarzelle_Funktionsprinzip.png?20060714223602
- Woodhouse, M. A., Smith, B., Ramdas, A., & Margolis, R. M. (2019). *Crystalline Silicon Photovoltaic Module Manufacturing Costs and Sustainable Pricing: 1H 2018 Benchmark and Cost Reduction Road Map* (NREL/TP-6A20-72134, 1495719; p. NREL/TP-6A20-72134, 1495719). <https://doi.org/10.2172/1495719>
- WWF. (2024). Klimawandel beschleunigt Artensterben. <https://www.wwf.de/themen-projekte/artensterben/klimawandel>
- Wydra, K., Vollmer, V., & Busch, C. (2023). Agrivoltaic: Solar Radiation for Clean Energy and Sustainable Agriculture with Positive Impact on Nature. In *Solar Radiation—Enabling Technologies, Recent Innovations, and Advancements for Energy Transition*. <https://www.intechopen.com/chapters/87330>
- Wydra, K., Vollmer, V., Schmidt, S., Prichta, S., Kunze, R., & Aulich, H. (2022). *Potential der Agri-Photovoltaik in Thüringen*. https://solarinput.de/wp-content/uploads/2022/05/APV-Studie_19052022_Final.pdf
- Xu, K. (2014). Electrolytes and interphases in li-ion batteries and beyond. *Chemical Reviews*, 114(23), 11503–11618. <https://doi.org/10.1021/cr500003w>
- Yudhistira, R., Khatiwada, D., & Sanchez, F. (2022). A comparative life cycle assessment of lithium-ion and lead-acid batteries for grid energy storage. *Journal of Cleaner Production*, 358, 131999. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131999>

Zhang, J., Ling, B., He, Y., Zhu, Y., & Wang, Z. (2022). Life cycle assessment of three types of hydrogen production methods using solar energy. *International Journal of Hydrogen Energy*, 47(30), 14158–14168. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2022.02.150>

Zhao, S., & You, F. (2019). Comparative life-cycle assessment of li-ion batteries through process-based and integrated hybrid approaches. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 7(5), 5082–5094. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.8b05902>

Zimmermann und Zupar. (2025, October 1). *Materialliste Zimmermann APV Montagesystem ZAEW2-VT-1P-23-h31b30* [Personal communication].

Zupar und Zimmermann. (2025, October 9). *Abstimmung APV Anlage Bad Klosterlausnitz* [Personal communication].

Alle Online Quellen wurden zuletzt am 19.02.2026 um 3:40 Uhr gesichtet

Eigenständigkeitserklärung

Ich, versichere hiermit, dass ich die Prüfung selbständig bearbeitet habe. Insbesondere versichere ich, keine Hilfe anderer Personen bei der Anfertigung in Anspruch genommen zu haben. Ich habe nur die erlaubten und dokumentierten Hilfsmittel benutzt. Ich versichere, dass die Kennzeichnung des KI-Einsatzes vollständig ist. In der vorliegenden Arbeit wurden KI-gestützte Werkzeuge wie ChatGPT-5 und DeepL Write zur Textüberarbeitung sowie zur Rechtschreib- und Stilprüfung eingesetzt. Suchanfragen und Literaturrecherchen erfolgten mithilfe der Suchmaschine Google, über Google Scholar sowie Web of Science.

Mit Abgabe der vorliegenden Leistung übernehme ich die Verantwortung für die Inhalte und Ergebnisse der Arbeit. Mir ist bekannt, dass eine unwahre Erklärung rechtliche Folgen hat und insbesondere dazu führen kann, dass die Prüfung als nicht bestanden bewertet wird. Darüber hinaus ist mir bekannt, dass ich im Wiederholungsfalle oder in schwerwiegenden Fällen, von der Erbringung von weiteren Prüfungsleistungen ausgeschlossen werden kann (§ 20 Abs. 3 Rahmenprüfungs- und Rahmenstudienordnung).

Leon Bruno Hoffmann

Ort, Datum

Unterschrift

Anhang I Sachbilanzdaten

Anhang Tabelle 1 Sachbilanzdaten der Unterkonstruktion für die Szenarien 1 und 2

	Inputs	Geogr. Bezug	Einheit	pro m ² Modulfläche	
				Szenario 2	Szenario 1
Techno- sphere	aluminium, production mix, wrought alloy, at plant	RER	kg	3,98	4,729036
	corrugated board, mixed fibre, single wall, at plant	RER	kg	0,0864	0,1026605
	polyethylene, HDPE, granulate, at plant	RER	kg	0,000909	0,0010801
	polystyrene, high impact, HIPS, at plant	RER	kg	0,00455	0,0054063
	polyurethane, flexible foam, at plant	RER	kg	0,00000	0,00000
	synthetic rubber, at plant	RER	kg	0,00000	0,00000
	steel, low-alloyed, at plant	RER	kg	0,00000	0,00000
	chromium steel 18/8, at plant	RER	kg	0,247	0,2934854
	reinforcing steel, at plant	RER	kg	7,21	8,566922
	concrete, normal, at plant	CH	m ³	0,000537	0,0006381
	section bar extrusion, aluminium	RER	kg	3,98	4,729036
	sheet rolling, steel	RER	kg	0,00000	0,00000
	zinc coating, pieces	RER	m ²	0,156	0,1853592
	zinc coating, coils	RER	m ²	0,109	0,1295138
Transport	transport, lorry > 16t, fleet average	RER	tkm	0,217	0,2578394
	transport, freight, rail	RER	tkm	5,14	6,107348
	transport, can <3.5t	RER	tkm	1,14	1,354548
Disposal	disposal, packaging cardboard, 19.6% water, to municipal incineration disposal, building,	CH	kg	0,0864	0,1026605
	polyethylene/polypropylene products, to	CH	kg	0,000909	0,0010801
	final disposal disposal, building, polystyrene isolation, flame-retardant, to final disposal	CH	kg	0,00455	0,0054063
	Transformation, from pasture and meadow	-	m ²	4,72	0
	Transformation, to industrial area, built up	-	m ²	1,50	0
	Transformation, to industrial area, vegetation	-	m ²	3,22	0
	Occupation, industrial area, built up	-	m ²	45	45
	Occupation, industrial area, vegetation	-	m ²	96,6	96,6

Anhang Tabelle 2 Sachbilanzdaten der elektrischen Leitung und Komponenten für die Szenarien 1 und 2

Materi als	Name	Geogr. Bezug	Einh eit	570 KWp	1 kWp	4262,5 kWp
Materi als						
	Copper, at regional stage with wire drawing	RER	kg	740,72	1,30	5539,16
	brass, at plant	RER	kg	1,36	0,00	10,17
	zinc, primary, at regional storage	RER	kg	2,73	0,00	20,42
	steel, low-alloyed, at plant	RER	kg	52,88	0,09	395,44
	nylon 6, at plant	RER	kg	15,68	0,03	117,26
	polyethylene, HDPE, granulate, at plant	RER	kg	708,70	1,24	5299,71
	polyvinylchloride, bulk polymerised, at plant	RER	kg	44,94	0,08	336,06
	polycarbonate, at plant epoxy resin, liquid, at plant	RER	kg	0,14	0,00	1,02
Transp ort	transport, lorry>16t, fleet average	RER	tkm	49,60	0,09	370,91
	transport, freight, rail	RER	tkm	185,00	0,32	1383,44
Dispos al	disposal, plastic, industr. Electronics, 15.3% water, to municipal incineration	RER	kg	770,00	1,35	5758,11
	disposal, building, electric wiring, to final	RER	kg	4,09	0,01	30,59

Anhang II Detaillierte Wirkungsbilanzergebnissen

Anhang Tabelle 3 Detaillierte Wirkungsbilanz Szenario 1

Szenario 1 Nach EF 3.1 auf 1 kWh und 1Kg							
Wirkungskategorie / Damage categorie	Unit	Total	Bio- Apfelanbau	Unter- konstruktion (inkl. Energie Verbrauch bei Bau)	Elektrische Komponenten	Inverter (inkl. Strom Verbrauch)	PV-Module
Klima relevante Wirkungskategorien							
<i>Climate change</i>	kg CO2 eq	3,74E-01	2,78E-01	2,37E-02	6,53E-04	1,43E-03	7,05E-02
<i>Ionising radiation</i>	kBq U-235 eq	1,64E-02	8,52E-03	8,11E-04	4,31E-05	1,97E-04	6,82E-03
<i>Ozone depletion</i>	kg CFC11 eq	1,14E-08	3,85E-09	1,51E-10	1,18E-11	1,76E-11	7,34E-09
<i>Photochemical ozone formation</i>	kg NMVOC eq	2,16E-03	1,78E-03	8,59E-05	6,32E-06	7,58E-06	2,80E-04
Gesundheitlich relevante Wirkungskategorien							
<i>Particulate matter</i>	disease inc.	3,84E-08	3,17E-08	2,16E-09	7,36E-11	8,59E-11	4,31E-09
<i>Human toxicity, cancer</i>	CTUh	-1,62E-09	-1,66E-09	1,91E-11	3,37E-12	2,16E-12	2,18E-11
<i>Human toxicity, non-cancer</i>	CTUh	-1,05E-07	-1,08E-07	2,40E-10	2,94E-10	1,76E-10	1,63E-09
Ökosystem relevante Wirkungskategorien							
<i>Acidification</i>	mol H+ eq	4,76E-03	4,18E-03	1,58E-04	2,86E-05	1,98E-05	3,70E-04
<i>Ecotoxicity, freshwater</i>	CTUe	1,57E+01	1,50E+01	1,16E-01	3,61E-02	2,21E-02	4,71E-01
<i>Eutrophication, marine</i>	kg N eq	1,06E-02	1,05E-02	2,62E-05	1,53E-06	1,71E-06	7,48E-05
<i>Eutrophication, freshwater</i>	kg P eq	1,48E-04	1,02E-04	8,75E-06	2,27E-06	2,05E-06	3,32E-05
<i>Eutrophication, terrestrial</i>	mol N eq	1,82E-02	1,70E-02	3,20E-04	2,08E-05	1,92E-05	7,54E-04
Ressourcen relevante Wirkungskategorien							
<i>Land use</i>	pt	9,94E+01	9,40E+01	5,16E+00	9,44E-03	9,38E-03	2,24E-01
<i>Resource use, fossils</i>	w	3,66E+00	2,47E+00	2,48E-01	8,66E-03	1,97E-02	9,19E-01
<i>Resource use, minerals and metals</i>	kg Sb eq	5,58E-06	2,57E-06	2,24E-07	3,60E-07	2,09E-07	2,22E-06
<i>Water use</i>	m3 depriv.	1,07E-01	4,10E-02	5,61E-03	5,16E-04	4,90E-04	5,96E-02

Anhang Tabelle 4 Detaillierte Wirkungsbilanz Szenario 2

Szenario 2 Nach EF 3.1 auf 1 kWh und 1Kg							
Wirkungskategorie / Damage categorie	Unit	Total	Bio-Apfelanbau	Unter-konstruktion (inkl. Energie Verbrauch bei Bau)	Elektrische Komponenten	Inverter (inkl. Strom Verbrauch)	PV-Module
Klima relevante Wirkungskategorien							
<i>Climate change</i>	kg CO2 eq	3,48E-01	2,78E-01	1,51E-02	6,53E-04	1,43E-03	5,30E-02
<i>Ionising radiation</i>	kBq U-235 eq	1,44E-02	8,51E-03	5,15E-04	4,31E-05	1,97E-04	5,13E-03
<i>Ozone depletion</i>	kg CFC11 eq	9,50E-09	3,85E-09	9,67E-11	1,18E-11	1,76E-11	5,53E-09
<i>Photochemical ozone formation</i>	kg NMVOC eq	2,06E-03	1,78E-03	5,49E-05	6,32E-06	7,58E-06	2,10E-04
Gesundheitlich relevante Wirkungskategorien							
<i>Particulate matter</i>	disease inc.	3,65E-08	3,17E-08	1,39E-09	7,36E-11	8,59E-11	3,24E-09
<i>Human toxicity, cancer</i>	CTUh	-1,63E-09	-1,66E-09	1,20E-11	3,37E-12	2,16E-12	1,65E-11
<i>Human toxicity, non-cancer</i>	CTUh	-1,06E-07	-1,07E-07	1,53E-10	2,94E-10	1,76E-10	1,22E-09
Ökosystem relevante Wirkungskategorien							
<i>Acidification</i>	mol H+ eq	4,60E-03	4,18E-03	1,01E-04	2,86E-05	1,98E-05	2,79E-04
<i>Ecotoxicity, freshwater</i>	CTUe	1,55E+01	1,50E+01	7,36E-02	3,61E-02	2,21E-02	3,55E-01
<i>Eutrophication, marine</i>	kg N eq	1,05E-02	1,05E-02	1,68E-05	1,53E-06	1,71E-06	5,61E-05
<i>Eutrophication, freshwater</i>	kg P eq	1,37E-04	1,02E-04	5,54E-06	2,27E-06	2,05E-06	2,50E-05
<i>Eutrophication, terrestrial</i>	mol N eq	1,78E-02	1,70E-02	2,04E-04	2,08E-05	1,92E-05	5,67E-04
Ressourcen relevante Wirkungskategorien							
<i>Land use</i>	pt	1,03E+02	9,43E+01	8,84E+00	9,44E-03	9,38E-03	1,69E-01
<i>Resource use, fossils</i>	w	3,34E+00	2,46E+00	1,57E-01	8,66E-03	1,97E-02	6,94E-01
<i>Resource use, minerals and metals</i>	kg Sb eq	4,96E-06	2,57E-06	1,41E-07	3,60E-07	2,09E-07	1,67E-06
<i>Water use</i>	m3 depriv.	9,04E-02	4,09E-02	3,55E-03	5,16E-04	4,90E-04	4,49E-02

Anhang Tabelle 5 Detaillierte Wirkungsbilanz Szenario 3

Szenario 3 Nach EF 3.1 auf 1 kWh und 1Kg				
Damage category	Unit	Total	Bio Apfelanbau	Strom Produktion
Klima relevante Wirkungskategorien				
<i>Climate change</i>	kg CO2 eq	7,51E-01	2,78E-01	4,73E-01
<i>Ionising radiation</i>	kBq U-235 eq	1,11E-01	8,51E-03	1,02E-01
<i>Ozone depletion</i>	kg CFC11 eq	8,54E-09	3,85E-09	4,69E-09
<i>Photochemical ozone formation</i>	kg NMVOC eq	2,45E-03	1,78E-03	6,68E-04
Gesundheitlich relevante Wirkungskategorien				
<i>Particulate matter</i>	disease inc.	3,61E-08	3,17E-08	4,44E-09
<i>Human toxicity, cancer</i>	CTUh	-1,61E-09	-1,66E-09	4,96E-11
<i>Human toxicity, non-cancer</i>	CTUh	-1,05E-07	-1,07E-07	2,53E-09
Ökosystem relevante Wirkungskategorien				
<i>Acidification</i>	mol H+ eq	5,21E-03	4,18E-03	1,03E-03
<i>Ecotoxicity, freshwater</i>	CTUe	1,63E+01	1,50E+01	1,30E+00
<i>Eutrophication, marine</i>	kg N eq	1,08E-02	1,05E-02	3,48E-04
<i>Eutrophication, freshwater</i>	kg P eq	7,93E-04	1,02E-04	6,91E-04
<i>Eutrophication, terrestrial</i>	mol N eq	1,94E-02	1,70E-02	2,37E-03
Ressourcen relevante Wirkungskategorien				
<i>Land use</i>	pt	9,53E+01	9,43E+01	9,79E-01
<i>Resource use, fossils</i>	w	9,52E+00	2,46E+00	7,05E+00
<i>Resource use, minerals and metals</i>	kg Sb eq	3,37E-06	2,57E-06	7,93E-07
<i>Water use</i>	m3 depriv.	5,88E-02	4,09E-02	1,78E-02

Anhang III: Anteile der Apfel- und Stromproduktion inkl. der Systemkomponente an den gesamten Umweltwirkungen

Anhang Tabelle 6 Anteile der Apfel- und Stromproduktion inkl. der Systemkomponente an den gesamten Umweltwirkungen für Szenario 1 in %

Szenario 1 Nach EF 3.1 auf 1 kWh und 1Kg							
Wirkungskategorie / Damage categorie	Unit	Total	Bio- Apfelanbau	Unter- konstruktion (inkl. Energie Verbrauch bei Bau)	Elektrische Komponenten	Inverter (inkl. Strom Verbrauch)	PV-Module
Klima relevante Wirkungskategorien							
<i>Climate change</i>	kg CO2 eq	100	74,27	6,33	0,17	0,38	18,84
<i>Ionising radiation</i>	kBq U-235 eq	100	51,98	4,95	0,26	1,20	41,61
<i>Ozone depletion</i>	kg CFC11 eq	100	33,89	1,32	0,10	0,15	64,53
<i>Photochemical ozone formation</i>	kg NMVOC eq	100	82,40	3,99	0,29	0,35	12,97
Gesundheitlich relevante Wirkungskategorien							
<i>Particulate matter</i>	disease inc.	100	82,72	5,63	0,19	0,22	11,23
<i>Human toxicity, cancer</i>	CTUh	100	102,87	-1,18	-0,21	-0,13	-1,35
<i>Human toxicity, non-cancer</i>	CTUh	100	102,22	-0,23	-0,28	-0,17	-1,55
Ökosystem relevante Wirkungskategorien							
<i>Acidification</i>	mol H+ eq	100	87,88	3,32	0,60	0,42	7,78
<i>Ecotoxicity, freshwater</i>	CTUe	100	95,88	0,74	0,23	0,14	3,01
<i>Eutrophication, marine</i>	kg N eq	100	99,02	0,25	0,01	0,02	0,71
<i>Eutrophication, freshwater</i>	kg P eq	100	68,76	5,91	1,53	1,39	22,41
<i>Eutrophication, terrestrial</i>	mol N eq	100	93,86	1,76	0,11	0,11	4,16
Ressourcen relevante Wirkungskategorien							
<i>Land use</i>	pt	100	94,57	5,18	0,01	0,01	0,23
<i>Resource use, fossils</i>	w	100	67,37	6,76	0,24	0,54	25,09
<i>Resource use, minerals and metals</i>	kg Sb eq	100	46,07	4,01	6,44	3,75	39,74
<i>Water use</i>	m3 depriv.	100	38,23	5,23	0,48	0,46	55,60

Anhang Tabelle 7 Anteile der Apfel- und Stromproduktion inkl. der Systemkomponente an den gesamten Umweltwirkungen für Szenario 2 in %

Szenario 2 Nach EF 3.1 auf 1 kWh und 1Kg							
Wirkungskategorie / Damage categorie	Unit	Total	Bio- Apfelanbau	Unter- konstruktion (inkl. Energie Verbrauch bei Bau)	Elektrische Komponenten	Inverter (inkl. Strom Verbrauch)	PV-Module
Klima relevante Wirkungskategorien							
<i>Climate change</i>	kg CO2 eq	100	79,81	4,35	0,19	0,41	15,25
<i>Ionising radiation</i>	kBq U-235 eq	100	59,11	3,58	0,30	1,37	35,64
<i>Ozone depletion</i>	kg CFC11 eq	100	40,51	1,02	0,12	0,18	58,17
<i>Photochemical ozone formation</i>	kg NMVOC eq	100	86,45	2,67	0,31	0,37	10,20
Gesundheitlich relevante Wirkungskategorien							
<i>Particulate matter</i>	disease inc.	100	86,87	3,80	0,20	0,24	8,89
<i>Human toxicity, cancer</i>	CTUh	100	102,09	-0,74	-0,21	-0,13	-1,01
<i>Human toxicity, non-cancer</i>	CTUh	100	101,75	-0,14	-0,28	-0,17	-1,16
Ökosystem relevante Wirkungskategorien							
<i>Acidification</i>	mol H+ eq	100	90,70	2,19	0,62	0,43	6,06
<i>Ecotoxicity, freshwater</i>	CTUe	100	96,85	0,48	0,23	0,14	2,29
<i>Eutrophication, marine</i>	kg N eq	100	99,28	0,16	0,01	0,02	0,53
<i>Eutrophication, freshwater</i>	kg P eq	100	74,50	4,05	1,66	1,50	18,29
<i>Eutrophication, terrestrial</i>	mol N eq	100	95,45	1,15	0,12	0,11	3,18
Ressourcen relevante Wirkungskategorien							
<i>Land use</i>	pt	100	91,27	8,55	0,01	0,01	0,16
<i>Resource use, fossils</i>	w	100	73,70	4,70	0,26	0,59	20,75
<i>Resource use, minerals and metals</i>	kg Sb eq	100	51,93	2,85	7,26	4,22	33,74
<i>Water use</i>	m3 depriv.	100	45,30	3,93	0,57	0,54	49,65

Anhang Tabelle 8 Anteile der Apfel- und Stromproduktion inkl. der Systemkomponente an den gesamten Umweltwirkungen für Szenario 3 in %

Szenario 3 Nach EF 3.1 auf 1 kWh und 1Kg				
Damage category	Unit	Total	Bio Apfelanbau	Strom Produktion
Klima relevante Wirkungskategorien				
<i>Climate change</i>	kg CO2 eq	100	36,98	63,02
<i>Ionising radiation</i>	kBq U-235 eq	100	7,68	92,32
<i>Ozone depletion</i>	kg CFC11 eq	100	45,09	54,91
<i>Photochemical ozone formation</i>	kg NMVOC eq	100	72,69	27,31
Gesundheitlich relevante Wirkungskategorien				
<i>Particulate matter</i>	disease inc.	100	87,70	12,30
<i>Human toxicity, cancer</i>	CTUh	100	103,08	-3,08
<i>Human toxicity, non-cancer</i>	CTUh	100	102,41	-2,41
Ökosystem relevante Wirkungskategorien				
<i>Acidification</i>	mol H+ eq	100	80,20	19,80
<i>Ecotoxicity, freshwater</i>	CTUe	100	92,02	7,98
<i>Eutrophication, marine</i>	kg N eq	100	96,78	3,22
<i>Eutrophication, freshwater</i>	kg P eq	100	12,85	87,15
<i>Eutrophication, terrestrial</i>	mol N eq	100	87,79	12,21
Ressourcen relevante Wirkungskategorien				
<i>Land use</i>	pt	100	98,97	1,03
<i>Resource use, fossils</i>	w	100	25,90	74,10
<i>Resource use, minerals and metals</i>	kg Sb eq	100	76,45	23,55
<i>Water use</i>	m3 depriv.	100	69,64	30,36

Anhang IV Baupläne APV-Anlage

