

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA  
INSTITUTO DE ECONOMIA

MARCOS HENRIQUE GODOI GONZALEZ

A SUSTENTABILIDADE ECOLÓGICA DO CONSUMO DA  
POPULAÇÃO DE MINAS GERAIS NO ANO DE 2008: UMA  
APLICAÇÃO DO MÉTODO DA PEGADA ECOLÓGICA

UBERLÂNDIA

2013

MARCOS HENRIQUE GODOI GONZALEZ

A SUSTENTABILIDADE ECOLÓGICA DO CONSUMO DA  
POPULAÇÃO DE MINAS GERAIS NO ANO DE 2008: UMA  
APLICAÇÃO DO MÉTODO DA PEGADA ECOLÓGICA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Economia da Universidade Federal de Uberlândia, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Economia.

Área de concentração: Desenvolvimento Econômico.

Orientador: Prof. Dr. Daniel Caixeta Andrade

UBERLANDIA

2013

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)**  
**Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.**

---

G643s      Gonzalez, Marcos Henrique Godoi, 1987-  
2013      A sustentabilidade ecológica do consumo da população de Minas  
            Gerais no ano de 2008: uma aplicação do método da pegada ecoló-  
            gica / Marcos Henrique Godoi Gonzalez. - 2013.  
            119 p.

            Orientador: Daniel Caixeta Andrade.  
            Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Uberlândia,  
            Programa de Pós-Graduação em Economia.

            Inclui bibliografia.

            1. Economia - Teses. 2. Consumo (Economia) - Minas Gerais -  
            Teses. 3. Desenvolvimento sustentável - Teses. I. Andrade, Daniel  
            Caixeta, 1981- . II. Universidade Federal de Uberlândia. Programa  
            de Pós-Graduação em Economia. III. Título.

---

CDU: 330

MARCOS HENRIQUE GODOI GONZALEZ

A SUSTENTABILIDADE ECOLÓGICA DO CONSUMO DA POPULAÇÃO DE  
MINAS GERAIS NO ANO DE 2008: UMA APLICAÇÃO DO MÉTODO DA  
PEGADA ECOLÓGICA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Economia da Universidade Federal de Uberlândia, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Economia.

Orientador: Prof. Dr. Daniel Caixeta Andrade

BANCA EXAMINADORA

---

Prof. Dr. Daniel Caixeta Andrade

---

Prof. Dra. Debora Nayar Hoff

---

Prof. Dr. Talles Girardi de Mendonça

Uberlândia, 7 de Fevereiro de 2013.

## AGRADECIMENTOS

O meu período de Mestrado em Uberlândia foi uma época de aprendizado e amadurecimento como poucas outras da minha vida. Um período em que passei a me sentir realmente um pesquisador, após uma graduação em que, confesso, não me interessava muito. Minha descoberta da Economia Ecológica se deu fortuitamente apenas nos últimos momentos de minha graduação, e este trabalho é fruto do período de estudo proporcionado por um centro aberto a novas idéias como é o Programa de Pós-Graduação em Economia do Instituto de Economia da Universidade Federal de Uberlândia.

Agradeço a meus professores pela oportunidade de desenvolvimento que tive em Uberlândia. Primeiramente, a meu orientador, Prof. Dr. Daniel Caixeta Andrade, pelo ensinamentos dentro e fora de sala de aula, que foram essenciais para a boa conclusão desta dissertação. Agradeço a todos os professores com quem tive contato na pós-graduação, especialmente à Prof. Dra. Debora Nayar Hoff, pela sua grande abertura à discussão, que permitiu que meu aprendizado fosse muito além daquilo que estava no programa da disciplina. Agradeço também a Tatiana Athayde, secretária do PPGE, cujo trabalho nem sempre é visível mas sempre essencial para o bom funcionamento do programa.

Mas nem só de sala de aula é feito o mestrado. Agradeço aqueles que estiveram comigo no dia-a-dia da pós-graduação, tanto no laboratório (nossa primeira casa: a segunda é o lugar onde dormimos) quanto na cantina Xícara da Silva, onde tive diálogos tão ou mais proveitosos para meu aprendizado quanto os que tive no Instituto de Economia. Em especial, gostaria de agradecer a meus amigos: Jessé Pacheco, presença constante nos dois lugares aludidos acima, cujos conselhos foram de vital importância para a conclusão deste trabalho; Daniel Lemos Jeziorny, pela amizade e companhia, sempre presente nos bons e maus momentos; Letícia del Grossi Michelotto, pelo apoio no momento mais difícil que passei no ano de 2012; Samantha Rezende, cujo bom humor alegrou o nem sempre tranquilo processo de produção deste trabalho; Arthur Avellar, meu primeiro amigo em Uberlândia, cuja amizade aliviou o estranhamento de mudar de cidade pela primeira vez; Thiago Lopes Camarinha, pelas produtivas discussões teóricas; Maria Inês da Cunha Miranda, cujo brilhantismo me inspira a me

esforçar para melhorar como pesquisador e como pessoa; Henrique Daniel Leite Barros Pereira, do CEPES, que apesar de não acreditar no aquecimento global é um ótimo amigo; Prof. Téodulo Augusto Campelo de Vasconcelos, uma das poucas pessoas que conheço com conhecimento das difíceis questões da relação entre as leis da física e o processo econômico, e que além disso (como se já não fosse muito) é uma ótima companhia nos momentos de descontração; Prof. Marisa Amaral, cuja simpatia radiante ilumina os que à ela estão próximos; e a tantos outros que também tiveram sua parte em meu desenvolvimento como pesquisador e como pessoa, mas a quem não posso agradecer nominalmente sob pena de tornar estes agradecimentos mais longos que a própria dissertação.

Por fim, mas não menos importante (clichê sim, mas que não deixa de ser verdadeiro), agradeço a minha família, sem a qual eu não estaria aqui, e que sempre me deu apoio nas minhas escolhas, mesmo que em alguns momentos as perspectivas não fossem nada favoráveis. Em especial, à minha mãe, Neide Godoi, à minha avó, Lucia Crivellaro Godoi, e à minha irmã, Giselle Godoi.

*Some say that it is idle to talk about maintaining a steady state at some limited scale unless we first know the optimal scale at which to be stable. On the contrary, unless we first know how to be stable, it is idle to know the optimal scale. Such knowledge would only enable us to recognize and wave goodbye to the optimal scale as we grew through it! If one jumps from an airplane one needs a parachute more than an altimeter.*

Herman E. Daly

## RESUMO

Este trabalho tem como objetivo principal analisar a sustentabilidade ecológica do consumo da população do estado de Minas Gerais no ano de 2008 por meio do cálculo da Pegada Ecológica para a referida região. Trata-se de uma metodologia já consolidada e bastante utilizada para aferição do grau de sustentabilidade ecológica da população de um determinado território, sendo portanto parâmetro para elaboração de políticas públicas que tenham como diretriz básica a obtenção do chamado Desenvolvimento Sustentável. A dissertação conta com três capítulos: i. o primeiro capítulo traz uma revisão bibliográfica sobre o surgimento e evolução do conceito de Desenvolvimento Sustentável, bem como uma discussão sobre escalas na visão da Economia Ecológica, como forma de estabelecer um marco teórico para o trabalho; ii. o segundo capítulo - também de caráter revisional - traz uma sistematização sobre o estado da arte no que tange aos indicadores de sustentabilidade, apontando, inclusive, o motivo pelo qual se optou pelo indicar específico a ser utilizado; iii. por fim, o terceiro capítulo trará a aplicação da metodologia da Pegada Ecológica, apresentando os resultados e sua discussão. Entre os resultados, está a conclusão de que apesar da demanda por serviços ecossistêmicos em termos absolutos do estado estar dentro de sua própria capacidade de suporte, em termos *per capita* ela gera uma pressão excessiva quando comparada a disponibilidade mundial destes serviços.

**Palavras-chave:** Escala, Sustentabilidade, Pegada Ecológica, Minas Gerais



## **ABSTRACT**

This work's main goal is to provide an ecological sustainability assesment of the consumption of Minas Gerais's population in 2008 through the calculation of the Ecological Footprint for the region. The Ecological Footprint is an widely used methodology to assess in which degree a region and its population is ecologically sustainable. For this reason, it can be used to provide directives for public policies targeting a sustainable development. This dissertation is divided in three chapters: i. the first one brings a literature revision on the upcoming and evolution of the concept of sustainable development, as well as a discussion on the Ecological Economics interpretation of the economic scale problem, as a way to provide a theoretical foundation for this work; ii. the second chapter – also a literature revision one – brings a systematization on sustainability indicators' state of the art, focusing on the reason of the choice of Ecological Footprint as this work's methodology; iii. the third chapter brings the Ecological Foot print methodology application, its results as well as the discussion of this results. Among the results, we concluded that in absolute terms the demand for ecosystem services in the state is below its carrying capacity, but in *per capita* terms it puts too much pressure on the world supply of such services.

**Keywords:** Scale, Sustainability, Ecological Footprint, Minas Gerais

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Componentes da sustentabilidade ambiental no ESI.....	34
Quadro 2– Estrutura do Cálculo da Pegada Ecológica.....	52
Quadro 3– Estrutura do cálculo da biocapacidade .....	53
Quadro 4 – Variáveis de Cálculo e Fontes de Dados .....	54

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Isoquantas de uma função de produção sob a hipótese de sustentabilidade fraca .....	13
Figura 2 – Isoquantas de uma função de produção sob a hipótese da sustentabilidade forte.....	17
Figura 3 – Evolução do subsistema econômico no ecossistema .....	18
Figura 4– Estado ecológico global e escala das atividades humanas .....	24
Figura 5 – Crescimento econômico e deseconômico .....	26
Figura 6 – Escala máxima sustentável e escala ótima da economia.....	28
Figura 7– Mapa do ESI por país .....	35
Figura 8 – Evolução do GPI e do PIB per capita dos EUA, 1950-2004 .....	39
Figura 9 – Evolução do GPI e do PIB per capita da Finlândia, 1945-2010 .....	40
Figura 10 – Pegada Ecológica mundial, discriminada por tipo de uso da terra .....	42
Figura 11 – Pegada Ecológica para países selecionados .....	43
Figura 12 – Saldo Ecológico dos países, 2007 .....	45
Figura 13 – Saldo Ecológico dos países, excluído o comércio internacional, 2007.....	46
Figura 14 - Minas Gerais: mesorregiões e biomas (áreas originais e remanescentes em 2009).....	56

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Situação atual do bioma Mata Atlântica no estado de Minas Gerais .....	59
Tabela 2 - Situação atual do Cerrado em Minas Gerais .....	61
Tabela 3 – Pegada Ecológica do consumo de alimentos no estado de Minas Gerais em 2008 .....	65
Tabela 4 – Pegada Ecológica dos produtos florestais no estado de Minas Gerais em 2008 .....	67
Tabela 5 – Pegada Ecológica das emissões de carbono .....	69
Tabela 6 – Resumo dos resultados da Pegada Ecológica .....	72
Tabela 7 - Resumo dos resultados da biocapacidade .....	75

Tabela 8 - Resumo dos resultados .....	76
Tabela 9 - Pegada Ecológica regional versus biocapacidade mundial .....	82

## LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1 – Pegada Ecológica.....	50
Equação 2 - Biocapacidade.....	52
Equação 3 – Saldo Ecológico .....	55

# SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>1 DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E ECONOMIA DO MEIO AMBIENTE .....</b>	<b>4</b>
1.1 Introdução .....	4
1.2 O Conceito de Desenvolvimento Sustentável.....	5
1.3 Economia ambiental neoclássica e sustentabilidade fraca.....	10
1.4 Economia ecológica e sustentabilidade forte .....	14
1.5 A Escala do Subsistema Econômico.....	21
<b>2 INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE .....</b>	<b>30</b>
2.1 Introdução .....	30
2.2 Breve Histórico do Desenvolvimento dos Indicadores de Sustentabilidade .....	30
2.3 Exemplos de Indicadores de Sustentabilidade .....	33
2.3.1 Índice de Sustentabilidade Ambiental.....	33
2.2.2 Índice de Progresso Genuíno.....	36
2.3.3 Pegada Ecológica .....	41
<b>3 A PEGADA ECOLÓGICA DE MINAS GERAIS .....</b>	<b>48</b>
3.1 Introdução .....	48
3.2 O Método da Pegada Ecológica.....	48
3.3 A Paisagem Natural do Estado de Minas Gerais .....	55
3.3.1 Mata Atlântica .....	56
3.3.2 Cerrado .....	59
3.4 Os Resultados do Cálculo da Pegada Ecológica para Minas Gerais .....	61
3.4.1 Pegada ecológica do consumo de alimentos .....	62
3.4.2 Consumo de produtos florestais .....	66
3.4.3 Área Urbana .....	68
3.4.4 Emissões de gases do efeito estufa.....	68
3.5 Os Resultados do Cálculo da Biocapacidade de Minas Gerais.....	72
3.5.1 Biocapacidade das áreas produtoras de alimentos .....	72
3.5.2 Biocapacidade das florestas .....	74
3.6 Saldo Ecológico e Discussão dos Resultados .....	75
3.6 Discussão Metodológica .....	79

<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>83</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>86</b>
<b>APÊNDICE 1 .....</b>	<b>99</b>
<b>APÊNDICE 2 .....</b>	<b>103</b>
<b>APÊNDICE 3 .....</b>	<b>105</b>
<b>APÊNDICE 4 .....</b>	<b>107</b>

## INTRODUÇÃO

A crescente preocupação com o chamado desenvolvimento sustentável vem sendo desencadeada pelos impactos negativos da atividade econômica sobre o meio ambiente. Se antes da Segunda Guerra Mundial o esgotamento de recursos naturais e a degradação ambiental ocorriam de forma localizada, o desenvolvimento das forças produtivas no pós-guerra atingiu uma escala suficiente para afetar todo o planeta, levando alguns autores a considerar os chamados *Golden Years* como o período de “Grande Aceleração”, no sentido de que houve um aumento exponencial da pressão das atividades econômicas sobre a estabilidade dos ecossistemas (ANDRADE et al., 2012).

Para fazer frente a esta nova realidade, esforços foram realizados na direção de produzir teorias que pudessem lidar com estes problemas. Dentro da ciência econômica, as teorias desenvolvidas foram agrupadas no que ficou conhecido como Economia do Meio-Ambiente, na qual se insere o presente trabalho.

A necessidade de lidar com a problemática da sustentabilidade tornou necessário o desenvolvimento de ferramentas capazes de fornecer um diagnóstico da situação corrente das sociedades. Assim, passaram a ser desenvolvidos indicadores de sustentabilidade, que buscam fornecer a medida do quanto determinada sociedade é sustentável.

A presente dissertação de metrado foi elaborada com o objetivo unir o debate de tais pontos à aplicação prática de uma metodologia específica de indicador de sustentabilidade (a Pegada Ecológica), tendo como base um estudo de caso para a população do estado de Minas Gerais. Em sendo assim, a dissertação tem como fundamento o seguinte problema de pesquisa: *o consumo da população do estado de Minas Gerais é sustentável no sentido de estar dentro da capacidade de suporte da região?* Para que se possa lidar com este problema, são necessários métodos adequados de mensuração do uso dos recursos naturais e da capacidade de absorção de resíduos do meio ambiente frente à oferta dos mesmos. Este trabalho procura, pois, construir esta medida para o estado de Minas Gerais, por meio da metodologia da Pegada Ecológica, cujos resultados poderão servir como indicativos da sustentabilidade do consumo da população do território mineiro, além do que poderão balizar a elaboração de políticas públicas para uma melhor gestão de suas condições ambientais, considerando-se ao mesmo tempo o bem-estar de seus residentes.

A escolha do estado de Minas Gerais foi feita por diversos motivos: pela inexistência de uma prévia aplicação da metodologia da Pegada Ecológica para este estado; por sua importância entre as unidades da federação do país, uma vez que é a segunda maior em população, o terceiro maior em PIB (IBGE, 2010); e pela heterogeneidade do desenvolvimento de suas regiões, que evita alguns vieses. Uma vez que no presente trabalho será calculada a Pegada Ecológica do consumo, a escolha de um estado mais homogêneo em seu desenvolvimento poderia levar, no que tange à comparação entre o consumo e a oferta local de recursos naturais, a um resultado elevado (reduzido) em função do alto (baixo) desenvolvimento do estado devido ao fato de tal unidade da federação “importar” (exportar) biocapacidade de outros estados do próprio país. Como não há dados suficientes para mensurar as transações entre os estados em termos de biocapacidade, tal homogeneidade poderia levar a uma distorção do resultado da Pegada Ecológica enquanto medida da sustentabilidade do consumo frente a disponibilidade nacional de recursos, uma vez que as transações entre unidades da federação não podem ser consideradas propriamente exportações ou importações, e sim meramente comércio entre diferentes regiões do país. Um estado altamente desenvolvido, que consumisse mais recursos do que seus ecossistemas são capazes de fornecer e que sustentasse esse déficit com recursos provenientes de outras unidades da federação do mesmo país jamais teria os mesmos problemas de um país com déficit similar que necessitasse da importação de recursos de outro país, uma vez que os dois primeiros se situam na mesma nação.

O ponto de partida para a análise do problema acima especificado é a hipótese principal de que a Pegada Ecológica é um bom indicador de sustentabilidade e que pode ser utilizado para aferir a existência ou não de déficits ecológicos em uma determinada região, sendo, portanto, apropriada para se responder a pergunta-problema colocada. Para além disso, a dissertação também partirá da hipótese secundária de que o consumo da população do estado de Minas Gerais ultrapassa sua própria capacidade de produção (o que pode ser detectado pela metodologia escolhida), dada a escassa preocupação com critérios ambientais para a elaboração e condução de políticas públicas em âmbito nacional e estadual.

O principal objetivo da dissertação será, pois, a mensuração da sustentabilidade ecológica do consumo do estado de Minas Gerais por meio da metodologia da Pegada Ecológica, a qual pode ser considerada um indicador de sustentabilidade forte (TAYRA & RIBEIRO, 2006) no marco teórico da Economia Ecológica, para o ano de 2008. Por

meio desta aplicação se testará a hipótese primária da qualidade da metodologia para indicar o grau de sustentabilidade de determinado território, bem como a hipótese secundária da excessiva demanda por recursos da população mineira. Este objetivo deverá ser atingido por meio das seguintes etapas: i) recuperação dos conceitos de capital natural e sustentabilidade em suas versões forte e fracas, por meio de revisão bibliográfica; ii) mensuração da oferta de recursos naturais em hectares globais, por meio dos fatores de produtividade para os diferentes tipos de uso da terra no estado de Minas Gerais, conforme a metodologia da Pegada Ecológica; iii) mensuração do consumo da mesma região em hectares globais, conforme a mesma metodologia; iv) comparação dos resultados das duas etapas anteriores, para averiguar se a região incorre em déficit ecológico.

As etapas acima arroladas estarão distribuídas em três capítulos. Nos dois primeiros pretende-se estabelecer um embasamento teórico para a dissertação através da sistematização de conceitos-chaves da abordagem econômico-ecológica e da explicitação do estado da arte no que tange ao debate sobre sustentabilidade e seus indicadores. O terceiro capítulo trará a descrição, a aplicação e a discussão quanto aos pontos forte e fracos da metodologia selecionada, apresentando-se os resultados obtidos.

De forma preliminar, pode-se adiantar que os resultados do presente trabalho confirma a primeira hipótese enquanto nega a segunda. Porém, é preciso atentar para a discussão metodológica feita no último capítulo na qual se apresenta uma outra forma de se interpretar os resultados obtidos, conforme as respostas dos autores da metodologia frente à críticas feitas por outros pesquisadores a esta mesma. Ao se comparar os resultados da Pegada Ecológica do consumo não a capacidade regional de fornecimento de recursos, e sim a capacidade mundial *per capita*, e neste caso o consumo da população de Minas Gerais está acima da escala sustentável, pois o a Pegada Ecológica *per capita* do consumo da população de Minas Gerais no ano de 2008 é superior a biocapacidade mundial *per capita*, ou seja, a oferta dos recursos naturais em termos *per capita*. Tal interpretação defendida pelos autores da metodologia se dá em razão do fato de os ecossistemas não serem estanques, não ficando os impactos associados ao consumo de recursos naturais da região restritos à mesma.



# 1 DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E ECONOMIA DO MEIO AMBIENTE

## 1.1 Introdução

O conceito de desenvolvimento sustentável surge na década de 70 em decorrência do aumento das preocupações com o meio ambiente, surgidas em função de pelo menos três fatores principais: o aumento da poluição nos países desenvolvidos, devido ao seu alto grau de industrialização; a crise do petróleo dos anos setenta, que revelou o impacto que a escassez de um importante recurso natural não renovável pode trazer; e o relatório *Limites do Crescimento*<sup>1</sup> (MEADOWS *et. al.*, 1978), que teve grande repercussão na época, prevendo o colapso do sistema produtivo antes de 2100 se as tendências correntes com relação a consumo e produção não se modificassem (MUELLER, 1998).

Dados os fatos acima descritos, o debate ambiental da década de 1970 foi caracterizado principalmente pelo antagonismo entre aqueles que acreditavam na incompatibilidade entre crescimento econômico e preservação ambiental – e por isso partidários do chamado “crescimento zero” – e aqueles que apostavam na capacidade de haver crescimento infinito, pois este por si só geraria os mecanismos próprios para superação de potenciais limites ambientais<sup>2</sup>. Para tentar escapar a este dilema entre crescimento e preservação, surge o conceito de ecodesenvolvimento, um conceito normativo que busca “manter o crescimento econômico eficiente (sustentado) no longo prazo, acompanhado da melhoria das condições sociais (distribuição de renda) e respeitando o meio ambiente” (ROMEIRO, 2012, p.6). Até o início da década de 1980, tais posições eram irreconciliáveis e até mesmo o surgimento do conceito de ecodesenvolvimento não foi suficiente para diluir de maneira integral o debate “*crescimento versus não-crescimento*”, muito embora a ideia de compatibilização entre expansão econômica e preservação ambiental já estivesse sendo acalentada. O sucessor do conceito de ecodesenvolvimento, o conceito de desenvolvimento sustentável, teria

---

<sup>1</sup> O relatório *Limites do Crescimento* foi produzido pelo Clube de Roma, uma instituição fundada em 1968 com o objetivo de “contribuir com uma abordagem sistêmica interdisciplinar e holística para um mundo melhor”, identificando problemas e propondo soluções (CLUBE DE ROMA, 2012).

<sup>2</sup> Esta ideia encontra seu fundamento na chamada Curva Ambiental de Kuznets, que postula uma relação primeiramente positiva e a partir de certo ponto negativa (curva em “u” invertido) entre crescimento econômico e degradação ambiental (GROSSMAN e KRUGER, 1995).

mais sucesso na difusão da possibilidade desta compatibilização. A seção 1.2 deste capítulo descreverá o conceito de desenvolvimento sustentável. Nas seções 1.3 e 1.4, respectivamente, serão apresentadas as interpretações deste conceito pela ótica da economia ambiental neoclássica e pela economia ecológica, ressaltando-se as diferenças entre as duas visões. Na última seção, será apresentada a questão da escala do sistema econômico, fundamental para a sustentabilidade na visão da economia ecológica.

## **1.2 O Conceito de Desenvolvimento Sustentável**

O conceito de desenvolvimento sustentável se consolida com a publicação do relatório, da Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (CMMD), da Organização das Nações Unidas (ONU), intitulado “Nosso Futuro Comum”. A CMMD era chefiada então por Gro Harlem Brundtland, motivo pelo qual passou a ser conhecido como relatório Brundtland. Neste documento, o desenvolvimento sustentável é definido como “aquele que satisfaz as necessidades do presente sem comprometer a capacidade das gerações futuras de satisfazer suas necessidades” (CMMD, 1987, p.43). O conceito é propositadamente impreciso, motivo pelo qual conseguiu ser amplamente aceito (embora as suas diversas interpretações ainda sejam motivo de grande discussão), uma vez que não considera o crescimento econômico como o problema (NOBRE, 2002). Partindo de uma visão fortemente econocêntrica (funcionamento do sistema econômico como centro da análise), o relatório advoga um crescimento de um fator de cinco a dez vezes, para que se possa solucionar tanto os problemas da pobreza quanto os da degradação do meio ambiente (DALY, 2004)<sup>3</sup>. A partir deste relatório, o desenvolvimento sustentável se tornou praticamente uma unanimidade, algo tão difundido como a justiça social como meta para as sociedades, ganhando grande capilaridade nos debates sobre elaboração e implementação de políticas públicas (VEIGA, 2005).

A imprecisão do conceito de desenvolvimento sustentável conforme definido pelo relatório Brundtland vêm da tentativa de conciliar visões muito diferentes entre si. Egri e Pinfield (2001) identificam três estruturas de filosofia ambiental e conceitos

---

<sup>3</sup> Percebe-se aqui o grau de influência das ideias contidas na chamada Curva Ambiental de Kuznets, cujo principal corolário é, de maneira sintética, a necessidade de continuidade do crescimento econômico como "entidade" capaz de sanar os problemas ambientais. Dentre as várias críticas a esta perspectiva, a principal é aquela que diz que o crescimento econômico contínuo pode acarretar problemas irreversíveis e potencialmente catastróficos para as espécies humanas e não-humanas. Em essência, a visão econômico-ecológica procurar incorporar estas questões ao debate ambiental, apontando, principalmente, para a impossibilidade de expansão indefinida do sistema econômico.

relacionados que representam as primeiras escolas de pensamento quanto ao relacionamento homem-natureza: o paradigma social dominante, que tem sua origem no antropocentrismo nascido na antiguidade clássica, que na era moderna levou ao reducionismo científico, que coloca o homem como separado da natureza e senhor desta; o ambientalismo radical, que resgata a visão pré-iluminista de harmonia entre o homem e a natureza, defendendo a menor intervenção possível sobre o meio-ambiente e a supremacia do local sobre o nacional (uma vez que é o local que se encontra diretamente ligada ao ecossistema), cujo pensamento pode ser agrupado em quatro correntes (ecologia profunda, espiritual, social e ecofeminismo); e o ambientalismo renovado, um meio-termo entre os dois que mantêm a perspectiva antropocêntrica porém buscando incluir uma abordagem sistêmica e a questão da entropia para a obtenção do desenvolvimento sustentável, entendido como uma reconciliação entre crescimento e proteção ambiental. Por sua posição econocêntrica, o relatório Brundtland se aproxima do paradigma social dominante antropocêntrico e reducionista.

De forma semelhante, Gladwin, Kennelly e Krause (1995) apresentam três paradigmas: a visão tecnocêntrica, a ecocêntrica e o paradigma centrado na sustentabilidade. O tecnocentrismo pode ter sua origem traçada no século XVII, com a então emergente teoria social liberal (jusnaturalismo). É o paradigma dominante atualmente, que pode ser traduzido como uma visão mecanicista da sociedade, em que o todo não é mais do que a soma das partes e a economia é linear e desconectada da natureza. O ecocentrismo postula que o homem não ocupa um lugar privilegiado no ecossistema, tendo a natureza um valor intrínseco que não depende do homem. A economia deve causar o menor impacto possível para o meio-ambiente, de acordo com esta visão. Por fim, o paradigma centrado na sustentabilidade representa uma síntese, representada no conceito de desenvolvimento sustentável. Vê a sociedade como parte do ecossistema, mas pensa a preservação do meio-ambiente como uma forma de manter o bem-estar humano. A economia deve evitar o aumento da entropia, mas não a todo custo.

A conscientização de que nossa visão é historicamente antropocêntrica é necessária para que se possa diferenciar entre visões ecocêntricas e antropocêntricas. As três áreas específicas podem ser atribuídas a consolidação e perpetuação do pensamento antropocêntrico: a perspectiva linear, surgida entre os artistas da renascença, que dissociou o conhecimento da experiência direta; uma teoria do conhecimento tipo câmara, em que o observador passou não se reconhecer como parte do que é observado;

e a dicotomia homem-natureza, construção social que trata o homem como um ente separado da natureza. De acordo com a visão antropocêntrica, a natureza é uma combinação de coisas que obedecem a leis matemáticas imutáveis, e a ciência permite ao homem descobrir e utilizar estas leis em benefício próprio. As duas maiores manifestações do antropocentrismo são: o conhecimento tecnológico, que cria uma dicotomia entre fatos e valores, agindo como se fosse possível um conhecimento isento de juízos de valor; e a orientação egocêntrica, que vê a natureza como algo que só tem valor quando utilizada pelos homens (PURSER, PARK E MONTUORI, 1995).

O reducionismo científico, fruto da visão antropocêntrica, é hegemônico na ciência pelo menos desde a época de Newton, quando suas leis da mecânica trouxeram uma revolução na compreensão dos fenômenos naturais. O reducionismo, e o mecanicismo associado a ele, é a tentativa de reduzir o comportamento de sistemas ao comportamento de suas partes, sem considerar suas interações sistêmicas (BERTALANFFY, 2008). Para Iyer-Raniga e Treloar (2000), O paradigma evolucionista é mais adequado do que o mecanicista para se tratar de questões de sustentabilidade devido ao fato do ecossistema se auto-organizar por meio da utilização de um fluxo de energia, mantendo suas propriedades frente aos impactos que sofre. Por ser um sistema adaptativo complexo, ele coevolui em suas interações e muda em resposta a elas, de forma a atingir um novo estágio estável. Devido a estas não-linearidades, lidar com o desenvolvimento sustentável pela divisão do sistema em várias partes não é possível. Assim, a abordagem da sustentabilidade deve ser interdisciplinar e integrada, devido ao seu caráter sistêmico, e, pelo dinamismo deste sistema, não pode ser tratado como um estado estático a ser atingido.

Na ciência econômica, o pensamento reducionista se manifesta na teoria neoclássica, que busca entender o comportamento da economia por meio do comportamento de indivíduos atomizados tomando decisões racionais. Segundo Leff (2006), a racionalidade econômica é, porém, uma construção social, e não o resultado da evolução da civilização, sendo a institucionalização desta racionalidade que gera sujeitos ideológicos que ajustam seus comportamentos como sujeitos “racionais”, isto é, maximizadores de utilidade. O autor advoga uma racionalidade ambiental que questione esta racionalidade, para valorizar outros princípios de produtividade e convivência.

Enquanto o paradigma social dominante é uma representação abstrata da sociedade industrializada, incapaz de refletir adequadamente as questões ambientais, o ambientalismo radical é criticado pelo seu ataque à liberdade individual, beirando um

“ecofascismo”, e a falta de uma teoria de transição entre o mundo atual e o ecocêntrico que se busca. Já o ambientalismo renovado é criticado, principalmente pelos ambientalistas radicais, pela ambigüidade do conceito de desenvolvimento sustentável, que leva a uma política falsamente verde, uma vez que não ataca as principais incompatibilidades entre desenvolvimento econômico e sociedade capitalista com a preservação do meio-ambiente (EGRI E PINFIELD, 2001).

As várias definições de desenvolvimento sustentável podem ser divididas em três categorias: a institucional, que se baseia fortemente na definição da comissão Brundtland, tenta conciliar crescimento com preservação por meio do aumento do valor agregado por unidade de recurso natural utilizado; a ideológica, na qual as versões ambientais da teologia da libertação, do feminismo radical e do marxismo são dominantes; e a acadêmica, que vai da visão econômica neoclássica, tratando o meio-ambiente como uma *commoditie* sub-valorizada e tentando internalizar os custos ambientais, em um extremo, até a hipótese de Gaia, que vê o planeta como um organismo vivo do qual nós somos apenas mais um componente, em outro extremo. Apesar de se poder encontrar predecessores do conceito nas religiões “primitivas”, na economia de Malthus e Ricardo e nos conceitos de tecnologia apropriada e ecodesenvolvimento dos anos 70, foi apenas com o relatório *Our Common Future* da comissão Brundtland que o conceito de desenvolvimento sustentável se tornou amplamente aceito, principalmente em função da ambigüidade e imprecisão do conceito na forma como foi definido (MEBRATU, 1998).

No bojo da discussão sobre o desenvolvimento sustentável, tem ganhado destaque a chamada abordagem de pilares ou *triple bottom line*, que, buscando um conceito mais prático do desenvolvimento sustentável, o divide em três dimensões: a econômica, buscando um crescimento com estabilidade monetária que incentive o investimento e as inovações; a ambiental, tendo como meta a manutenção dos ecossistemas; e a social, procurando manter altos níveis de emprego e redes de segurança social, além de aumentar a equidade e a participação democrática das sociedades (HOFF *et. al.*, 2008). De acordo com esta abordagem, o desenvolvimento genuíno requer que se atendam três frentes: socialmente sensíveis, ambientalmente prudentes e economicamente viáveis. A obtenção deste desenvolvimento passa necessariamente pela política, promovendo parcerias entre os cidadãos, organizações da sociedade civil, setor privado e um governo enxuto, porém operante, além da articulação do desenvolvimento partindo do local até chegar ao global (SACHS, 2001).

É preciso atentar para o fato de que sustentabilidade e desenvolvimento sustentável não são sinônimos: enquanto a primeira se refere aos impactos da economia sobre os ecossistemas, averiguando se estes impactos estão dentro da capacidade de suporte destes ecossistemas, ou seja, a relação entre economia e meio ambiente, o segundo é um conceito mais amplo, considerando as três dimensões (econômica, social e ambiental) e as interrelações entre elas.

A ambiguidade do conceito de desenvolvimento sustentável, da forma como foi colocado pelo relatório Brundtland, permitiu duas interpretações distintas do conceito dentro da ciência econômica: a da economia ambiental neoclássica e a da economia ecológica. A economia ambiental neoclássica considera que não há limites à expansão do sistema econômico, enquanto a economia ecológica toma a economia como um subsistema de um todo maior, tratando o capital e os recursos naturais como complementares (e não substitutos) e, portanto, acredita em limites absolutos a sua escala (ROMEIRO, 2010).

Estas duas interpretações do conceito de desenvolvimento sustentável podem ser sintetizadas nas noções de sustentabilidade fraca (ligada à economia ambiental neoclássica) e sustentabilidade forte (ligada à economia ecológica). Essencial para a compreensão destas noções é o conceito de capital natural, definido como:

“[...] todos os conhecidos recursos usados pela humanidade: a água, os minérios, o petróleo, as árvores, os peixes, o solo, o ar etc. Mas também abrange sistemas vivos, os quais incluem os pastos, as savanas, os mangues, os estuários, os oceanos, os recifes de coral, as áreas ribeirinhas, as tundras e as florestas tropicais [...]” (HAWKEN *et. al.*, 2000, p. 2).

Em outras palavras, o capital natural pode ser considerado como aquilo que, mediante o processo produtivo, é transformado em bens de consumo e capital. Além disso, também fazem parte do capital natural: os recursos naturais que não têm nenhum valor de mercado (possuem em sua maioria atributos de bens públicos), mas que fornecem serviços fundamentais para a manutenção da vida (MERICO, 2002). De forma mais estrita, o capital natural, entendido como os ecossistemas, desempenha uma série de funções ecossistêmicas, como manter a estabilidade do clima, a qualidade das águas, absorver resíduos e etc. Dentre as funções ecossistêmicas, aquelas que são úteis ao homem são denominadas serviços ecossistêmicos (ANDRADE & ROMEIRO, 2011).

O valor do capital natural, como o de outras espécies de capital, é determinado pelo valor presente dos fluxos de renda gerados por ele. No caso específico do capital natural, pela grande dificuldade de se ter noção de todos os serviços prestados pelos ecossistemas, a valoração deste capital tende a ser subestimada, sendo necessária uma abordagem integrada e multidisciplinar para uma valoração adequada (ROMEIRO, 2010).

As diversas versões do desenvolvimento sustentável tem algumas falhas em comum: as epistemológicas, por se focarem muito na abordagem holística ou na reducionista, sem considerar a interação das duas; a incompreensão do conceito de meio ambiente, constantemente tratado como sinônimo de ecologia, enquanto corresponderia melhor à noção de um campo de significados e significantes, algo inerente ao ser e não meramente algo em que o ser está contido; e a falha ética, que a considera apenas como um meio e não como um fim (MEBRATU, 1998).

Nas próximas seções serão apresentadas as visões da economia ambiental neoclássica e da economia ecológica, sintetizadas nas respectivas hipóteses de sustentabilidade fraca e forte.

### **1.3 Economia ambiental neoclássica e sustentabilidade fraca**

A teoria neoclássica, paradigma hegemônico dentro da ciência econômica, incorporou a temática do desenvolvimento sustentável a partir dos anos 60, quando o problema se tornou mais evidente. Contudo, já havia precedentes teóricos dentro desta corrente para o tratamento de algumas questões ambientais. Porém, a princípio, estes precedentes teóricos não tiveram influência nas legislações ambientais que ganharam força nessa época, sendo apenas posteriormente incorporados às políticas públicas (CROPPER E OATES, 1992). A teoria econômica neoclássica se fundamenta nos princípios do utilitarismo, individualismo metodológico e equilíbrio (mecanicismo), resultando em uma racionalidade dos agentes de maximização da utilidade individual que os leva ao uso ótimo (o mais eficiente possível dadas as condições iniciais) no uso dos recursos. Para a economia ambiental neoclássica, a sustentabilidade depende de identificar como se daria um uso sustentável dos recursos e como se poderia atingi-lo (AMAZONAS, 2002a).

Antes mesmo da emergência do conceito de desenvolvimento sustentável, a questão ambiental era tratada pela economia neoclássica em duas de suas subáreas: a economia da poluição e a economia dos recursos naturais, tratando respectivamente dos *outputs* indesejáveis e dos *inputs* necessários no processo produtivo. A economia da poluição é fruto da teoria neoclássica do bem-estar, conforme elaborada por Pigou. A poluição, dentro desta interpretação, é vista como uma externalidade negativa dos processos produtivos em decorrência do fato de que o meio ambiente, em sua função ecossistêmica de absorção de resíduos é um bem público, o que faz com que os custos associados a sua degradação não sejam internalizados pelo poluidor. Assim, o ótimo privado do poluidor acaba diferindo do ótimo social. Para corrigir este problema, propõe-se a internalização “a força” destes custos sociais, como por exemplo, por meio da taxação da poluição emitida, os chamados “impostos de Pigou”. Esta formulação da economia da poluição, porém, é problemática por ser estática, não tratando o problema intertemporalmente (ou seja, não considerando a manutenção das condições para as gerações futuras, fundamental para a questão da sustentabilidade) e por se basear em valores de mercado para o impacto da poluição, que dependem das preferências dos agentes, que nem sempre coincidem com as necessidades dos ecossistemas. (AMAZONAS, 2002a).

Já a economia dos recursos naturais se baseia na alocação intertemporal de um recurso não-renovável, cujo estoque se esgota com o uso, tendo por objetivo determinar a taxa ótima de extração deste recurso. O recurso só gera receita a seu detentor se explorado: todavia, a valor unitário do recurso tende a aumentar com o aumento de sua escassez, que é provocado pela sua exploração. A taxa ótima de exploração deve, portanto, maximizar a receita total a ser obtida com a exploração de um recurso ao longo do tempo, considerando para isso o aumento do preço do recurso no período e a taxa de juros. O ponto fraco desta abordagem é a dependência de uma capacidade de perfeita previsão por parte do agente, que precisa saber com certeza o quanto o preço e a taxa de juros irão variar no futuro (AMAZONAS, 2002a).

Nos tempos atuais, a economia ambiental neoclássica caminha para uma formulação que una o problema das externalidades, tratado na economia da poluição, com o tratamento intertemporal relacionado à economia dos recursos naturais. Nesta formulação, são fundamentais o ajuste das taxas de desconto e a inclusão das externalidades. A taxa de desconto é a taxa em que o valor futuro do recurso se reduz em relação ao valor presente do mesmo, ao longo do tempo, devido a “impaciência” do

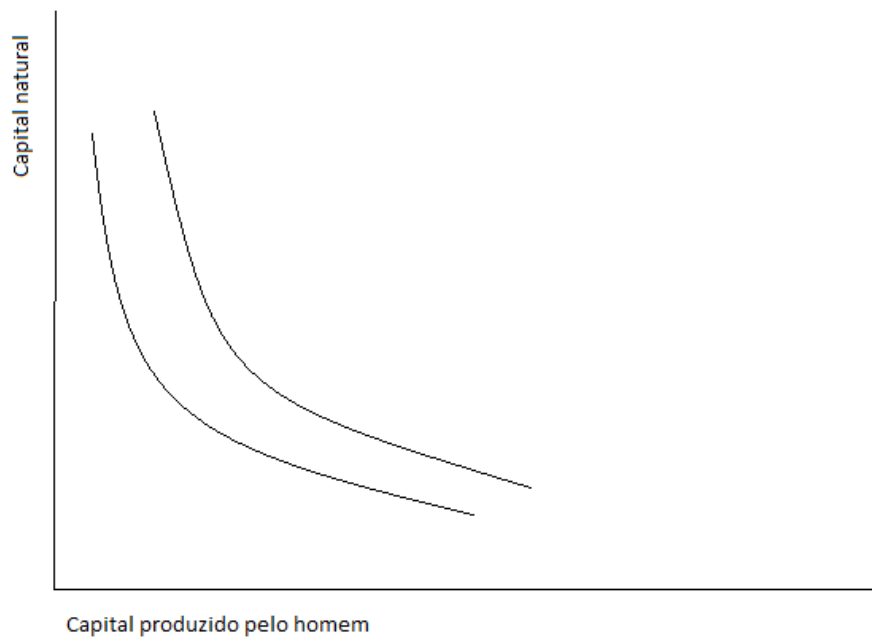


agente, ou seja, a sua preferência por determinado valor hoje do que o mesmo valor no futuro. A crítica que se faz correntemente a este procedimento é a de que a taxa social de desconto não é equivalente a mera agregação das taxas individuais de desconto, sendo taxa social menor do que as individuais. Como o desconto é um procedimento associado à existência de um custo, de oportunidade ou de uso, a realização de um desconto é, de certa forma, uma transferência de custos sociais para o futuro, ou seja, uma espécie de externalidade negativa intertemporal. A disparidade entre a taxa social e individual de desconto corresponde, portanto, as externalidades intertemporais (AMAZONAS, 2002a).

O problema central da economia ambiental neoclássica está na sua determinação dos ótimos: como estes dependem das preferências dos agentes, não necessariamente o ótimo social raramente cria condições suficientes para garantir a sustentabilidade, uma vez que estas dependem de variáveis físicas que não são consideradas nas preferências dos agentes, devido à incerteza quanto ao futuro e quanto à complexidade dos ecossistemas, que não podem ser entendidos de forma determinista, de forma a eliminar a incerteza. Assim, como a otimização não é suficiente para garantir a sustentabilidade, a economia ambiental neoclássica necessitou de critérios de sustentabilidade na forma de restrições a otimização intertemporal. Estas restrições foram colocadas na forma de uma otimização que garanta a manutenção do capital total, levando ao conceito de sustentabilidade fraca (AMAZONAS, 2002a).

Segundo Romeiro (2003), sob o conceito de sustentabilidade fraca, uma economia é considerada sustentável se a poupança total iguala ou supera a depreciação combinada dos ativos produzidos pelo homem e dos não produzidos (isto é, capital natural). Dessa forma, o investimento compensa as gerações futuras pela redução do capital natural que ocorre hoje, pois, segundo essa interpretação, existe perfeita substituíbilidade entre capital - produzido pelo homem - trabalho e recursos naturais. A figura 1 é uma representação gráfica da sustentabilidade fraca, mostrando as isoquantas de uma função de produção construída sob este conceito:

Figura 1 – Isoquantas de uma função de produção sob a hipótese de sustentabilidade fraca



Fonte: OLIVEIRA (2004, p. 21)

A hipótese da sustentabilidade fraca é assumida pela economia ambiental neoclássica. Esta corrente da economia do meio ambiente pode ser descrita como a incorporação da problemática ambiental ao paradigma dominante da ciência econômica, a economia neoclássica. Ela se apóia em duas premissas: a inexistência de limites para o aumento da eficiência no uso dos recursos naturais e a substituíbilidade entre trabalho, capital e recursos naturais. O problema da degradação ambiental é visto como uma falha de mercado, devido ao fato de muitos dos serviços ambientais não serem transacionados, e consequentemente, não serem precificados. A solução desta falha se dá pela intervenção no mercado de forma a valorar e cobrar os serviços ambientais conforme a disposição a pagar dos agentes, fazendo com que estes não sejam sobreutilizados (ROMEIRO, 2012). Um exemplo de abordagem baseada nesta formulação da sustentabilidade é o mercado de créditos de carbono, que visa precificar o serviço ecossistêmico de sequestro de carbono, pois uma vez que o acúmulo de carbono na atmosfera é o principal agente causador do efeito estufa, a cobrança de um preço por este serviço é visto como uma forma de conter as emissões para que elas se atenham à capacidade de absorção dos ecossistemas.

Pode-se dizer que a incorporação da temática ambiental dentro da teoria econômica *hardcore* é um fenômeno típico de cheia do *mainstream* (POSSAS, 1997),

pois foi necessário que este debate – revestido de relevância suficiente – fosse incluído no esquema analítico convencional. O problema é que tal incorporação se deu de maneira truncada e reducionista, pois a análise econômica neoclássica trata o problema da sustentabilidade de maneira equivocada, ignorando aspectos importantes para uma visão holística sobre sustentabilidade (MUELLER, 2007, ANDRADE *et al.*, 2012). Em outras palavras, a visão de sustentabilidade para as ciências econômicas - na sua versão mais tradicional - não considera os atributos de essencialidade, irreversibilidade e não substituíbilidade de componentes do capital natural, o que acaba por tornar o critério de sustentabilidade facilmente alcançável através do crescimento econômico.

#### **1.4 Economia ecológica e sustentabilidade forte**

A economia ecológica se institucionalizou em 1988, com o estabelecimento da Sociedade Internacional para Economia Ecológica. Porém, já havia estudos que tratavam a economia como um subsistema de um ecossistema maior que a contém já em fins do século XIX, no bojo do surgimento da termodinâmica na física. Um dos principais motivos apontados pela quase ausência de conhecimento quanto a estes trabalhos pelos economistas posteriores é a grande divisão que havia entre as disciplinas: enquanto a termodinâmica inspirou a concepção de sistemas biológicos em termos de fluxos de energia e matéria, por biólogos e químicos como Lotka e Soddy, apenas a partir da década de 70 estes conceitos passariam a ter alguma aplicação na ciência econômica (ROPKE, 2004).

Com o desenvolvimento destas pesquisas das ciências “duras”, surgiu a ecologia de sistemas, que foi uma das precursoras da economia ecológica. O princípio da máxima potência, conforme postulado por Lotka, que afirma que a seleção natural tende a manter apenas os organismos que maximizam o fluxo de energia (BROWN & ULGIATI, 1997), foi, já na década de 70, aplicado por Howard T. Odum, que em sua obra *Environment, Power and Society*, resgata o princípio da máxima potência de Lotka, afirmando que este princípio também se aplica as sociedades humanas. Nestas, dois conceitos tem maior importância: qualidade da energia, pois para Odum, as fontes de energia diferem em qualidade, sendo melhores aquelas com que se realiza mais trabalho por unidade de energia (kilocaloria, no caso); e o fluxo em sentidos opostos de dinheiro e energia na economia, pois para Odum, como toda produção de bens e

serviços depende de energia, esta é a fonte do valor. Assim, para ele, o fluxo monetário ocorre sempre no sentido de transformar energia de baixa entropia em calor degradado (alta entropia) no processo econômico. Odum nota também que energias renováveis vitais para o ecossistema, como a solar, eólica, etc. não tem valor pecuniário associado. (CLEVELAND, 1999).

Na ciência econômica, dois grandes precursores da economia ecológica foram Kenneth Boulding e Nicholas Georgescu-Roegen. Boulding conceituou dois tipos de economia, afirmando ser necessária a transição da primeira para a segunda, caso se desejasse um desenvolvimento sustentável: a economia do *cowboy*, em que não há limites para expansão; e a economia da espaçonave, em que não há espaço para a depleção de recursos ou para poluição, sendo necessária a administração destes *inputs* e *outputs* para evitar o aumento da entropia (ROPKE, 2004).

Georgescu-Roegen iniciou sua vida acadêmica como matemático, mas logo chegou a conclusão de que a matemática não era suficiente para descrever os fenômenos sociais. (GOWDY & MESNER, 1998). Seus primeiros trabalhos em economia foram críticas a teoria da utilidade, que considerava simplista. Era contrário a noção de indiferença, argumentando que a escolha do consumidor não é necessariamente transitiva, e também que não é possível substituir certos bens por outros se mantendo na mesma curva de indiferença, pois necessidades biológicas e sociais não podem ser reduzidas: uma pessoa não pode comer menos de um número  $x$  de calorias por dia, se pretende se manter saudável, portanto, não se pode substituir o alimento por outros bens se mantendo indiferente (GEORGESCU-ROEGEN, 1954).

Georgescu-Roegen era um grande admirador do economista alemão do século XIX Hermann Gossen, que via no tempo o único recurso que era, em última instância, escasso, vendo o problema da maximização da utilidade não como a opção entre dois usos ou dois bens, e sim como um problema para a vida inteira (MANESCHI, 2000). Essa preocupação com o tempo como principal fator na economia (que, a bem dizer, já estava presente no trabalho de Alfred Marshall) seria incorporado por Georgescu-Roegen em seus trabalhos posteriores.

A partir da década de 60, Georgescu-Roegen se afasta da teoria do consumidor propriamente dita e passa efetivamente a se preocupar com o processo econômico e o meio-ambiente. Ele passou a trabalhar com *Agrarian Economics*, que definia como “a economia de uma agricultura superpovoadas”. No bojo dessa teoria, ele argumentava que o indivíduo age de forma hedonística ao fazer suas escolhas, mas não puramente

hedonístico. Parte da utilidade do indivíduo provinha do bem-estar da comunidade em que vive. Porém, nas modernas sociedades urbanas, as “comunidades” são grandes demais para que a ação do indivíduo tenha algum impacto visível na sociedade, fazendo com que sua satisfação se baseie apenas em escolhas hedonísticas. (GOWDY & MESNER, 1998).

Parte muito importante da obra de Georgescu-Roegen se trata da possibilidade de se modelar matematicamente os fenômenos econômicos, e de que forma. Georgescu faz a crítica do que ele chama de aritmomorfismo, que é a tentativa de modelar de forma linear os processos econômicos. Segundo Georgescu, a maioria dos fenômenos econômicos não são lineares, não podendo portanto ser tratados de forma determinista como feito pela teoria neoclássica (GEORGESCU-ROEGEN, 1971).

A partir daí, Georgescu-Roegen passou a trabalhar com a interação entre processos biológicos e econômicos não apenas no ambiente agrário, e sim para toda a sociedade. Ele passou a tratar o fenômeno econômico a luz das leis da termodinâmica, particularmente a segunda, que se refere à entropia. Ele se utilizou da distinção de Irving Fisher entre variáveis de fundo e fluxo, argumentando que o processo econômico transformava estoques em fluxos, reduzindo os primeiros. Os fluxos geravam utilidade, mas comprometiam a geração de mais fluxos no futuro, devido à redução dos estoques (GOWDY & MESNER, 1998).

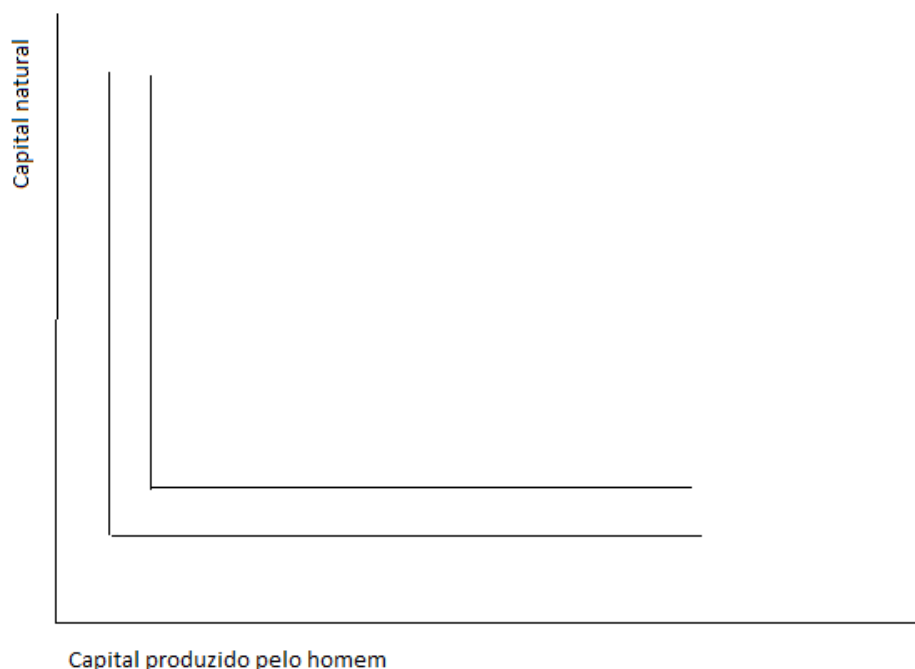
Os fatores fundo são aqueles que geram um serviço a uma taxa limitada, mas que não se esgota com o uso, como por exemplo um quarto de hotel, que só pode abrigar um número limitado de pessoas ao mesmo tempo, mas que uma vez desocupado pode voltar abrigar outras pessoas. Já um fator fluxo é uma variável que tem um estoque limitado que pode ser usado a qualquer taxa, como por exemplo, um poço de petróleo, que se esgotará mais rápido ou mais lentamente conforme o ritmo mais ou menos acelerado de extração (GEORGESCU-ROEGEN, 1971). Assim, a substituição das fontes de energia baseadas em fatores fundo por fontes de energia baseadas em fatores fluxo permitiu aumentar muito o consumo de energia e a produtividade do trabalho, uma vez que, havendo um estoque, este pode ser explorado a qualquer taxa (GIAMPIETRO & MAYUMI, 2012).

Os recursos naturais em alta organização (baixas entropias, como os veios de minérios, são mais úteis economicamente por ter custos energéticos menores, sendo que há uma relação inversa entre a qualidade do recurso e o custo energético associado (GOWDY & MESNER, 1998). Com a exploração, os recursos naturais mais

organizados vão ficando escassos e passa-se a se explorar os de menor organização, isto é, de mais difícil extração e consequente maior custo. Assim, em última instância, o processo econômico é a transformação de recursos naturais (baixa entropia) em lixo sem valor (alta entropia) (GEORGESCU-ROEGEN, 1971). Esta foi a conclusão de sua obra seminal, *The Entropy Law and The Economic Process*, que é uma das bases da moderna economia ecológica. Como o capital é um fator de fundo e os recursos naturais são fatores de fluxo, a hipótese da sustentabilidade fraca, de que os recursos naturais poderiam ser substituídos por capital produzido pelo homem, o que é absurdo, pois quanto mais capital, maior a capacidade de processamento e consequentemente a necessidade de recursos naturais.

A visão da sustentabilidade forte nega a substituíbilidade perfeita entre capital produzido pelo homem e capital natural. Segundo essa interpretação, é necessário adequar os níveis de consumo *per capita* de acordo com o estoque de capital natural (ROMEIRO, 2003). A figura 2 ilustra as isoquantas em uma função de produção construída sob este conceito:

Figura 2 – Isoquantas de uma função de produção sob a hipótese da sustentabilidade forte

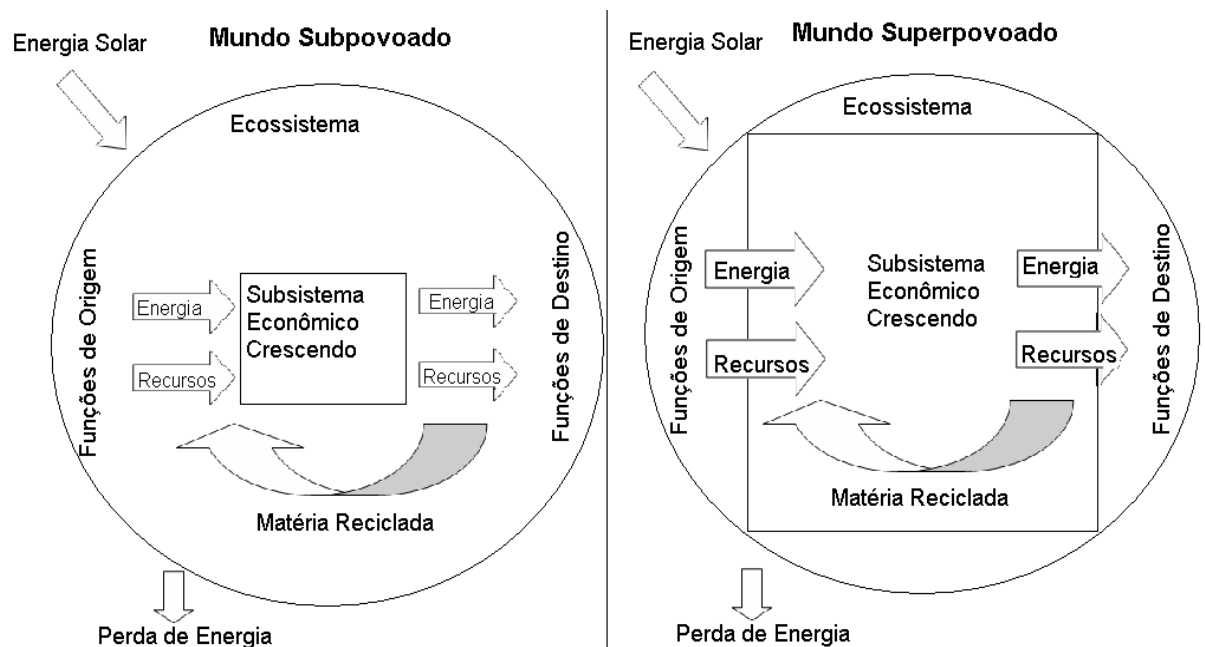


Fonte: OLIVEIRA (2004, p. 21)

Na figura acima, fica claro que a complementaridade entre o capital natural e o capital produzido limita o nível de produção à disponibilidade do recurso mais escasso. Por exemplo, a produção de madeira necessita tanto de árvores para fornecer a madeira quanto de serra para extraí-las. Enquanto as árvores forem abundantes, quanto mais serras, maior será a produção. Porém, uma vez que as primeiras se tornem escassas, um aumento no número de serras não mais levará ao aumento na produção (DALY, 1990).

A sustentabilidade forte é a hipótese adotada pela economia ecológica. A economia ecológica vê o subsistema econômico como parte integrante da biosfera. Se antes do início dos estudos sobre a sustentabilidade a teoria econômica se fundamentava no princípio de que os agentes habitam um planeta subpovoado (*empty world*), onde há abundância de recursos naturais e escassez de capital produzido, a situação que existe hoje é o oposto disso: um mundo superpovoado (*full world*), com abundância de capital produzido e escassez de capital natural (COSTANZA *et. al.*, 1997). Uma vez aceita a complementaridade entre capital produzido e natural, conclui-se que a produção é limitada por aquele mais escasso. (DALY, 1990). Tal situação é por vezes denominada “nova escassez”. A figura 3 sintetiza a visão da economia ecológica:

Figura 3 – Evolução do subsistema econômico no ecossistema



Fonte: Goodland *et. al.* (1992, tradução própria.)

Na figura 3 podemos visualizar a interpretação da Economia Ecológica do sistema econômico como um subsistema do ecossistema que o contém. O subsistema econômico é um sistema aberto material e energeticamente, enquanto o ecossistema é materialmente fechado, havendo apenas entrada de energia solar e perda de calor para o espaço externo. Para se manter funcionando, o subsistema econômico depende da absorção de matéria e energia de baixa entropia externos a ele. Uma vez metabolizados no processo econômico, esta matéria e energia são depositadas novamente no ecossistema. Se no primeiro momento o subsistema econômico é pequeno o suficiente para que a absorção de matéria e energia de baixa entropia do ecossistema e o posterior depósito de resíduos de baixa entropia não seja problema, no segundo momento a economia pode chegar a uma escala tal que sua dependência de recursos seja maior do que a capacidade dos ecossistemas de fornecê-los de forma sustentável (isto é, a uma taxa superior a de sua capacidade de regeneração), bem como uma escala tal na deposição de resíduos superior a capacidade de absorção dos ecossistemas.

A atividade econômica consiste em se apropriar de matéria e energia de baixa entropia disponíveis na natureza para produzir objetos úteis, os quais, uma vez esgotada sua utilidade, retornam ao meio ambiente na forma de dejetos de alta entropia<sup>4</sup> (sendo estes dejetos poluição, que se acumulam no meio ambiente quando superam a capacidade de absorção deste), o crescimento da economia está fundamentalmente relacionado à degradação do meio ambiente (GEORGESCU-ROEGEN, 1971). Existem dois princípios inerentes para o desenvolvimento sustentável: as taxas de extração de recursos não devem exceder a taxa de regeneração dos recursos; e as emissões de dejetos devem ser, no máximo, iguais à capacidade de assimilação destes dejetos pelo meio ambiente (DALY, 1990). Não respeitar estas restrições pode forçar os ecossistemas acima do que sua resiliência pode suportar, levando-os a um ponto de ruptura.

Uma vez que os ecossistemas apresentam as características de não linearidade e resiliência, um impacto muito grande sobre eles pode levá-los ao ponto de ruptura, no qual as funções ecossistêmicas são grandemente modificadas havendo perda dos serviços ecossistêmicos (ANDRADE *et. al.* 2012). O conceito de resiliência pode ser definido como a capacidade de os ecossistemas absorverem as perturbações e se

---

<sup>4</sup> A Primeira Lei da Termodinâmica afirma que a energia (e também matéria, se se considerar um sistema isolado) é constante e não pode ser criada tampouco destruída. Já a Segunda Lei da Termodinâmica (Lei da Entropia) garante que a energia (e também matéria) segue um fluxo irreversível e unidirecional de mudança qualitativa de um estado disponível para um estado indisponível.



reorganizar de forma a manterem suas funções (WALKER *et. al.*, 2004). Intimamente relacionado ao conceito de resiliência está o conceito de capacidade de suporte, definido como o impacto ambiental máximo que o ambiente pode suportar sem reduzir os recursos necessários para a reprodução da população nem permitir que os dejetos produzidos por esta mesma população se acumulem a ponto de se tornarem nocivos a ela (HUI, 2006). Como se vê, quando o impacto ambiental excede a capacidade de suporte, ele também compromete a resiliência do ecossistema. Assim, o crescimento econômico contínuo e irracional (aumento nas atividades de produção e consumo) acima da escala sustentável pode gerar uma quantidade de dejetos tal que leve o ecossistema além do ponto de ruptura definido por sua resiliência, fazendo com que a capacidade de absorver tais resíduos se torne ainda menor ou fique completamente comprometida. Sob o conceito da sustentabilidade forte, o capital natural não pode ser totalmente substituído em suas funções por capital produzido pelo homem e, portanto, a ruptura dos ecossistemas e a consequente perda dos serviços ecossistêmicos a ela relacionados poderia tornar a atividade econômica insustentável (MUELLER, 2007).

De acordo com Cechin e Veiga (2010), uma das principais diferenças entre a análise econômica convencional e a economia ecológica está em seus pontos de partida: enquanto na primeira o meio-ambiente é entendido como parte do sistema econômico, na segunda ocorre o contrário, sendo a economia parte do ecossistema. Na perspectiva da economia ecológica, a economia é um subsistema aberto do ecossistema maior e fechado materialmente, embora aberto a entrada de energia solar. Como parte de um ecossistema maior, a economia está sujeita as leis da termodinâmica, principalmente a lei da entropia. Assim, matéria e energia de baixa entropia são utilizadas pelo sistema econômico e se dissipam em dejetos de alta entropia, quando perdem sua utilidade. A economia tradicional se baseia, por sua vez, quase totalmente na mecânica ao invés da termodinâmica, considerando que há reversibilidade, ou seja, não há perdas. Porém a termodinâmica postula a flecha do tempo, a irreversibilidade da tendência a uma degradação entrópica crescente.

Como se pode ver, o problema fundamental da sustentabilidade da economia na visão da economia ecológica, visão adotada por este trabalho, é a questão da escala do sistema econômico, uma vez que a economia não pode ser maior do que o ecossistema que a contém. As atividades econômicas sempre foram indissociáveis de seus ecossistemas, dependendo deles para prover recursos e absorver resíduos. A lei da entropia nega a possibilidade do sistema econômico aumentar indefinidamente,

dependendo de recursos de baixa entropia providos pelos ecossistemas para existir. A habilidade do homem de retirar energia de combustíveis fósseis fez com que ele pudesse “driblar” estes limites após a revolução industrial, porém não há como fugir da lei da entropia, e os dejetos lançados pela atividade econômica movida a combustíveis fósseis levou ao aquecimento global, como consequência do aumento da entropia do sistema. Quando os problemas gerados pelo crescimento econômico, na forma de aumento da entropia, se tornam maiores que os benefícios advindos deste crescimento, ele passa a ser um crescimento deseconômico (CECHIN e VEIGA, 2010). Na próxima seção serão abordadas a questão da escala de forma pormenorizada e a questão decorrente do crescimento econômico *versus* crescimento deseconômico.

### **1.5 A Escala do Subsistema Econômico**

De acordo com o dicionário Houaiss, uma das acepções de escala é: “graduação de um instrumento de medida que se encontra em correspondência com o observável medido por intermédio de uma calibração de referência”. Alguns exemplos da aplicação do conceito de escala se encontram na física, na mensuração de temperaturas, como por exemplo, a escala Fahrenheit, que propõe um intervalo de 180 graus entre o ponto de congelamento da água e o de sua evaporação, ou na geografia, comparando as áreas efetivamente existentes com a sua representação em um mapa. No caso deste trabalho, a escala se refere à relação das dimensões físicas entre a biosfera e o subsistema econômico, sendo o instrumento de medida desta relação os indicadores de sustentabilidade, os quais serão detalhados no capítulo seguinte.

Com a revolução industrial, o homem passou a ter meios cada vez maiores para transformar a natureza, meios estes potencializados pelos combustíveis fósseis que fornecem energia barata e abundante (pelo menos a princípio), fazendo com que os impactos sobre o meio ambiente, antes localizados, passassem a ser globais, influenciando na biosfera como um todo (ROMEIRO, 2010).

A escala da economia global (e de seus consequentes impactos sobre o meio ambiente) depende de dois componentes básicos: o tamanho da população e sua renda per capita, que reflete a produção material por pessoa (MUELLER, 2007). Pelos dois ângulos, a situação do meio ambiente vem piorando: a população do planeta atingiu 7 bilhões em 2011, tendo dobrado nos últimos 43 anos; e a renda per capita aumentou

83% em termos reais nos últimos 40 anos, em termos reais (BANCO MUNDIAL, 2011). Assim, o crescimento econômico contínuo esbarra em limites biofísicos, sendo necessária que a escala, ou seja, o tamanho deste sistema econômico permaneça dentro destes limites (ANDRADE & VALE, 2011).

O período geológico do Holoceno (que se iniciou há 12 mil anos atrás) foi um período de relativa estabilidade que permitiu o desenvolvimento das civilizações humanas. Porém, com a revolução industrial, os impactos das atividades produtivas colocaram em risco esta estabilidade, chegando a ser considerada por alguns autores como o ponto de partida para uma nova era geológica, o Antropoceno, em que as atividades do homem são a força predominante na transformação do planeta. Como a maioria dos subsistemas do planeta responde de forma abrupta e não-linear aos impactos que sofrem, especialmente quando envolve certas variáveis chave, estas mudanças abruptas podem ser extremamente danosas ao ser humano. Enquanto alguns destes subsistemas possuem indicadores claros de seus limites, isto não é verdade para vários casos, e a própria ação humana pode afetar a resiliência dos ecossistemas reduzindo estes limites (ROCKSTROM *et. al.*, 2009). A população aumentou em um fator de dez nos últimos três séculos, com aumentos mais que proporcionais do uso de energia e recursos materiais, e por volta de 30 a 50% da superfície da terra são hoje exploradas pelos seres humanos, sendo responsáveis por esta situação apenas 25% da população da terra. A menos que aconteça alguma catástrofe natural imprevisível, a humanidade continuará sendo a maior ameaça a integridade dos ecossistemas no século XXI, como foi no século XX (CRUTZEN, 2002).

Conforme Mueller (2007), o fator populacional tende a ser preocupante no que tange ao aumento da escala do sistema econômico uma vez que os maiores aumentos de população têm se dado em regiões pobres, nas quais é quase sempre direta a relação com a deterioração das condições ambientais em função do aumento da densidade demográfica de grandes cidades e da natureza dos recursos que são demandados para a satisfação de necessidades básicas dos indivíduos. Segundo este autor, este é o chamado crescimento horizontal da escala do sistema econômico.

De outro lado, Mueller (2007) também aponta para o que é chamado de crescimento vertical da escala, o qual é dado pelo aumento da renda per capita de uma população mais ou menos constante. Este fator pode ser considerado tão ou mais importante que o anterior, pois certamente ele ocorre em quase todos os países, independente de sua faixa de renda. Países ricos tendem a diversificar e estimular o

consumo por meio da constante introdução de inovações, o que tende a ser emulado com certa defasagem temporal pelos países mais distantes da fronteira tecnológica.

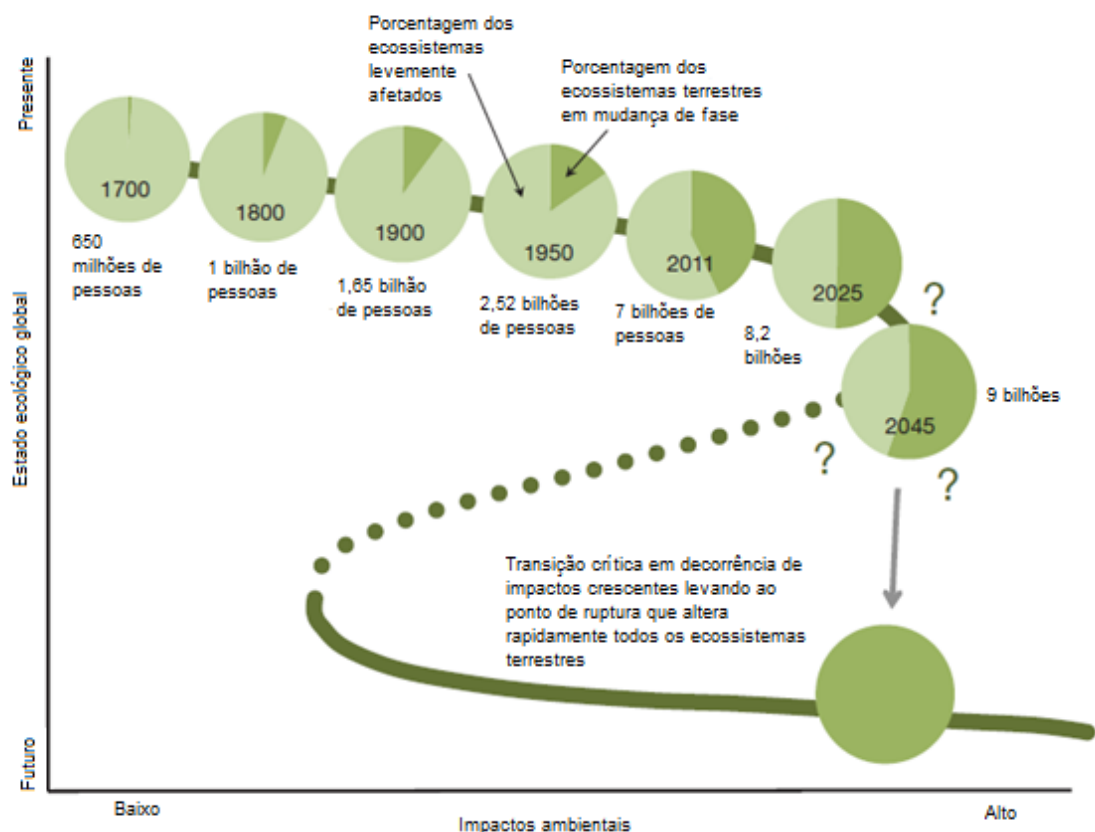
Em nível global, este crescimento da escala do sistema econômico vem pressionando a biosfera de forma crítica em muitos aspectos. Rockstrom *et. al.* (2009) aponta nove processos são considerados fundamentais para a manutenção da estabilidade do planeta: mudança climática; taxa de perda da biodiversidade; ciclos de nitrogênio e fósforo; camada de ozônio; acidez do oceano; água potável; uso da terra; poluição química; e aerossóis. Os limites seguros destes processos dependem de julgamentos normativos sobre os riscos tomados pela sociedade. A humanidade poderá chegar em breve aos limites do uso de água potável, uso da terra, acidez oceânica, e interferência no ciclo de fósforo, enquanto a mudança climática, a perda de biodiversidade e as interferências no ciclo de nitrogênio já ultrapassaram o limite seguro. Porém, enquanto os limites são descritos pelo autor de forma isolada para cada processo, a verdade é que eles estão intimamente relacionados, sendo que quando um é ultrapassado, os outros limites podem ser reduzidos, agravando a situação. Esta abordagem de limites se apóia em três ramos da ciência: a escala da atividade humana em relação ao ecossistema, tratada pela economia ecológica; o entendimento do funcionamento dos processos ecossistêmicos e suas relações com a atividade humana, alvo da ciência da sustentabilidade; e a resiliência, ligada a dinâmica complexa.

Para Barnosky *et. al.* (2012), com tamanha pressão sobre a biosfera, é muito provável que esta passe por uma mudança de estado no futuro próximo, o que levaria a perda de muitos recursos biológicos essenciais. Para evitar que essa mudança seja catastrófica, é necessário reduzir os impactos decorrentes do aumento contínuo de escala do sistema econômico, e para tal é preciso reduzir o crescimento da população e o uso *per capita* de recursos naturais. A atividade humana converteu 43% da área emergsa do planeta terras agrícolas ou urbanas, enquanto a última glaciação modificou apenas 30% desta superfície. A situação é descrita na figura 4<sup>5</sup>:

---

<sup>5</sup> Na figura 4, as áreas verde-claro são ecossistemas que mantêm sua dinâmica desde a última glaciação, enquanto as áreas em verde-escuro representam ecossistemas que foram drasticamente alterados.

Figura 4— Estado ecológico global e escala das atividades humanas



Fonte: Barnosky *et. al.* (2012), p. 55.

Como dito anteriormente, a pressão excessiva sobre um ecossistema pode levá-lo a um ponto de ruptura, quando os impactos sobre ele superam sua própria resiliência. Esta é a situação representada na figura 4 para o ecossistema global, que pode atingir seu ponto de ruptura, havendo assim a mudança de estado na biosfera terrestre aventada por Barnosky *et. al.* (2012), com perda de muitas das funções ecossistêmicas e consequentemente, dos serviços ecossistêmicos úteis ao homem.

Em países como o Brasil, as políticas de recuperação da renda que vêm sendo implementadas nos últimos anos elevaram os patamares de consumo da população, o que acaba por gerar algum tipo de poluição, uma vez que o combate à pobreza no Brasil se dá sem que se alterem os padrões de produção baseados em processos de degradação ambiental vigorosos, sem ir em direção a tecnologias mais limpas (ABRAMOVAY, 2010). Resta saber, pois, como estes constantes acréscimos na renda per capita (e no consumo) impactam o meio ambiente. Não é prudente considerar este último como sendo passivo e neutro, no sentido de que reagirá de maneira benigna às intervenções

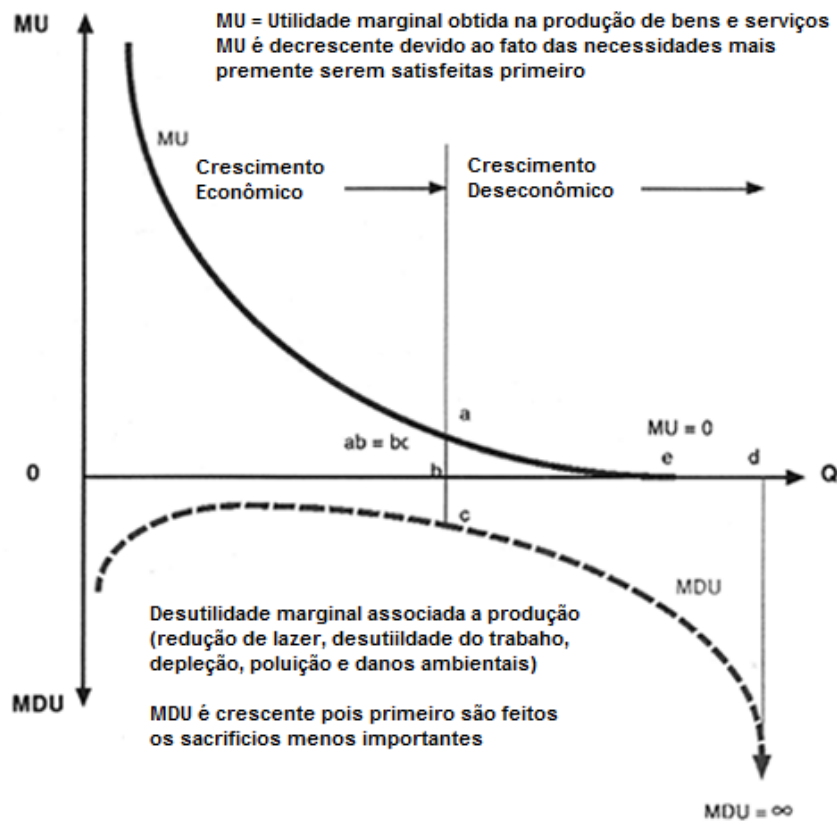
cada vez mais agressivas do sistema econômico, uma vez que os ecossistemas são sistemas complexos, dotados de não-linearidades, irreversibilidade e resiliência (LEVIN, 1998).

Para a questão da sustentabilidade, a escala do subsistema econômico é fundamental, uma vez que este subsistema só pode ser sustentável até certo ponto, independentemente de quão “verdes” sejam as tecnologias utilizadas em sua expansão. Uma economia com uma base produtiva mais “limpa”, ou seja, que diminua a quantidade de matéria e energia por unidade de valor poderá ser maior do que uma economia com uma base produtiva mais “suja” sem deixar de ser sustentável. Porém, mesmo com as tecnologias mais limpas, a segunda lei da termodinâmica determina que haja uma escala máxima sustentável. Este ponto, por sua vez, é determinado pelo conceito de capital natural crítico. Este é definido como o nível de capital natural que permite que as funções ecossistêmicas sejam mantidas, uma vez que não há como prover estas funções a partir de outras fontes, como o capital produzido (EKINS, 2003).

Para Daly (1996), uma vez considerada a importância da escala da economia para o desenvolvimento sustentável, surgem questões quanto à abordagem convencional da macroeconomia: qual o tamanho do subsistema econômico comparado ao ecossistema em que se encontra? Que tamanho pode alcançar sem colocar em risco o ecossistema? Qual o tamanho que otimizaria o bem-estar da população? Tais questões levam a duas concepções de crescimento econômico: a primeira, convencional, entende crescimento econômico como mero aumento da produção, tendo como pressuposto que um aumento da produção e do consumo representa um aumento de bem-estar; e a segunda, de que o crescimento só é econômico quando os benefícios gerados por este crescimento superam os custos relacionados a ele. (DALY, 2007).

Assim, o crescimento passa a ser deseconômico quando os custos ambientais e sociais superam, na margem, os benefícios. Apesar desta questão do crescimento deseconômico estar contemplada na microeconomia convencional, ela está ausente da abordagem dominante da macroeconomia. A principal explicação para esta ausência é que a microeconomia lida com partes de um todo maior, sendo o crescimento de uma firma determinado pelo custo de oportunidade infligido por este todo maior. Na visão da macroeconomia convencional, esta lida com o todo, não havendo, portanto, custos de oportunidade para o crescimento. A economia ecológica nega esta visão, tratando a economia como um subsistema da biosfera, e, portanto, suscetível a custos de oportunidade (DALY, 1999). A questão é esquematizada na figura 5:

Figura 5 – Crescimento econômico e deseconômico



Fonte: DALY, 1999, p. 77.

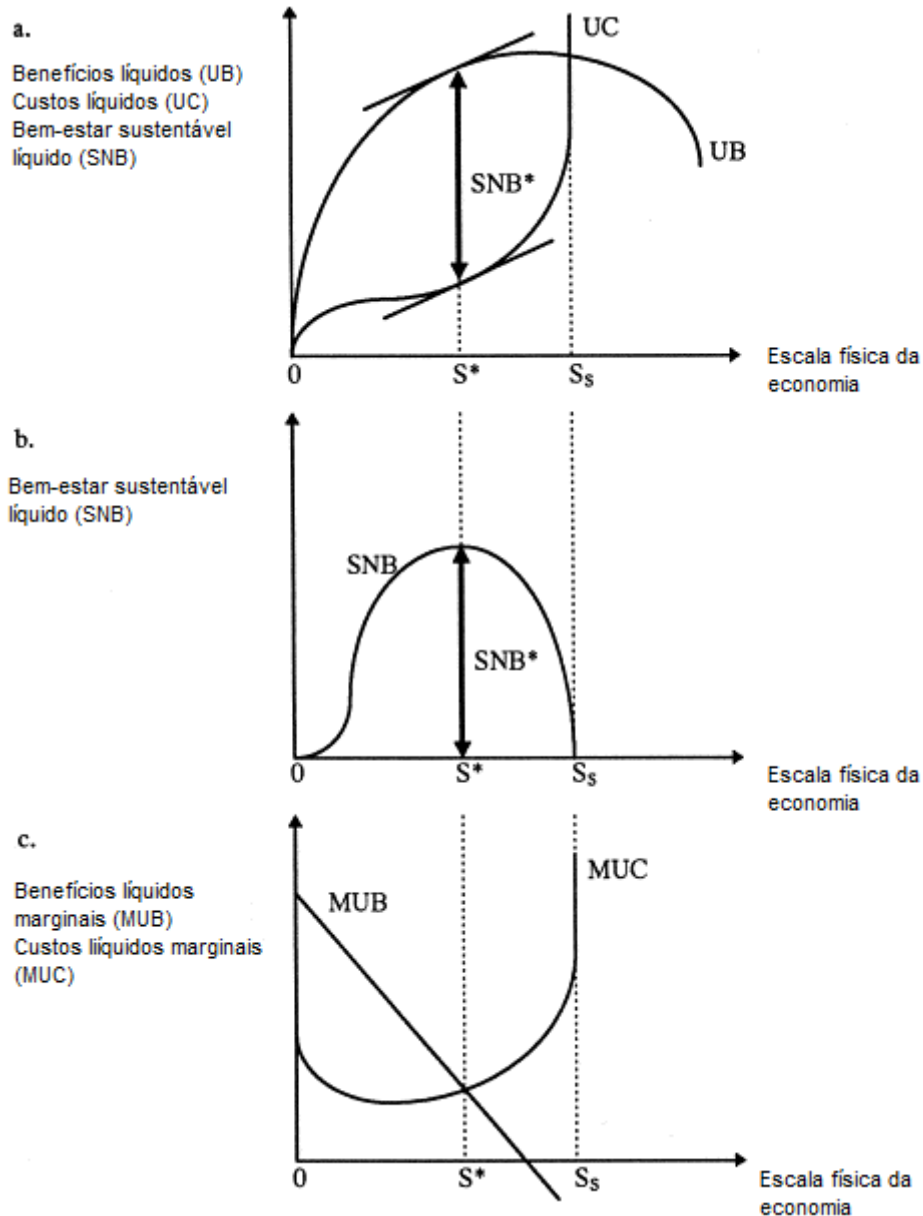
Na figura acima, a ordenada representa a utilidade marginal do consumo de bens e serviços, enquanto a abscissa representa a quantidade consumida de bens e serviços. Como se pode ver, a parte de cima do gráfico mostra o declínio da utilidade marginal do consumo dos bens e serviços à medida que este consumo aumenta. Para entender esta relação negativa entre a utilidade marginal do consumo e a quantidade consumida, pode-se recorrer a um exemplo: uma pessoa faminta terá grande satisfação ao consumir um prato de comida. Porém, uma vez saciada sua fome inicial, cada prato de comida adicional trará menos satisfação, uma vez que a pessoa já não está faminta. O mesmo raciocínio pode ser aplicado à maioria dos bens e serviços. Enquanto isso, a parte inferior do gráfico mostra a desutilidade marginal decorrente da produção destes bens e serviços consumidos. A partir deste gráfico, pode-se concluir que o crescimento só é racional enquanto a desutilidade marginal decorrente da produção é inferior à utilidade

marginal obtida pelo consumo destes mesmos bens e serviços (ou seja, anterior ao ponto a do gráfico), uma vez que a partir deste ponto a utilidade total obtida pelo consumo irá cair, ao invés de aumentar. Ainda nesta mesma figura, o ponto e representa o ponto em que cessa a obtenção de utilidade dos bens e serviços produzidos e o ponto d representa o ponto de ruptura dos ecossistemas.

A escala do subsistema econômico pode ser tratada de duas formas: a questão da escala máxima sustentável e da escala ótima. A escala máxima sustentável da economia tem duas medidas: o fluxo de recursos físicos que constituem o componente material da produção; e o estoque acumulado de recursos disponíveis e poluição. Uma vez que não é possível uma economia sem consumo de recursos ou emissões poluentes, uma economia sustentável é aquela que consome os recursos em uma taxa menor ou igual a sua capacidade de regeneração e emite poluentes em uma taxa menor ou igual à sua absorção (DALY, 1993). A escala máxima sustentável está, portanto, ligada a variáveis físicas. Já a escala ótima está ligada a dimensão psíquica, e não a física: como o verdadeiro produto da economia é a satisfação proporcionada pelos bens e serviços, e não a atividade econômica em si, a escala ótima da economia é aquela em que o benefício marginal da produção é maior ou igual ao desutilidade marginal provocada por esta mesma produção (LAWN, 2001). A figura 6 mostra a relação entre as duas escalas:



Figura 6 – Escala máxima sustentável e escala ótima da economia



Fonte: Lawn (1999), p. 217.

Com o crescimento da escala física da economia, ou seja, do fluxo de matéria e energia associado à produção e ao consumo, crescem os custos associados ao crescimento econômico. O ponto  $S_s$  indica a escala máxima sustentável, determinada por variáveis físicas. Ao atingi-lo, os custos de oportunidade do crescimento econômico se tornam infinitos (como se pode ver na curva UC na figura 6a), pois o capital natural não é substituível. O ponto  $S^*$  representa a escala ótima na economia, em que o bem-estar (SNB) é máximo, considerando os custos do crescimento econômico. Na figura 6a, apresenta-se a curva UC, que representa a desutilidade associada ao crescimento, e a

curva UB, que apresenta a utilidade associada ao crescimento. A diferença entre as duas é o bem-estar (SNB). Na figura 6b, apresenta-se a curva SNB, que mostra o comportamento do bem-estar a partir da subtração da curva UC na curva UB. Por fim, a figura 6c mostra o comportamento da utilidade (MUB) e desutilidade marginal (MUC), levando aos mesmos resultados.

Para que se possa chegar à sustentabilidade, a economia precisa ter uma escala que esteja dentro da capacidade de suporte do ecossistema que a contém. Para atingir tal objetivo, é necessária a existência de um esquema analítico voltado para o estudo das questões macroeconômicas e ambientais a partir de uma perspectiva econômico-ecológica. Essa macroeconomia ambiental ou ecológica deve ser capaz de gerar instrumentos de política econômica e incentivos que mantenham a economia dentro da escala sustentável e evitem o crescimento deseconômico.

Além disso, uma macroeconomia ambiental/ecológica deve promover, mudanças culturais e educacionais de forma a permitir alterações na expectativas de consumo, desfazendo a crença de mais consumo leva a um aumento de bem-estar (ROMEIRO, 2012). Há indicativos de que, apesar de haver uma correlação positiva entre crescimento econômico e bem-estar, esta relação está se tornando cada vez mais fraca. De acordo com Daly (1999), o trabalho de Nordhaus & Tobin (1972), *Is Growth Obsolete?*, no qual uma medida de bem-estar é construída para o período de 1929 a 1965 e conclui-se que, para cada aumento de 6% no PIB, há um aumento de bem-estar de 4%, mostra apenas o crescimento do bem-estar em um mundo ainda abundante em capital natural. O aumento de bem-estar diminui consideravelmente ao se fazer a média apenas dos últimos anos do período, caindo para 1% de aumento no bem-estar para cada 6% no aumento do PIB, devido ao aumento da escassez relativa do capital natural e dos consequentes custos provocados por ele.

No que tange à macroeconomia, para que tais políticas sejam implementadas, é necessário que se saiba qual a escala máxima sustentável e em que ponto a economia se apresenta. Para isto, são necessárias as ferramentas conhecidas como indicadores de sustentabilidade, que serão descritas no próximo capítulo.

## **2 INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE**

### **2.1 Introdução**

Colocado o problema do desenvolvimento sustentável, suas distintas interpretações e a necessidade premente de mensuração da escala do sistema econômico, torna-se essencial a obtenção de medidas capazes de refletir sua sustentabilidade ecológica a fim de se identificar se o estoque de capital natural está ou não se reduzindo e em que medida. A operacionalização do conceito de desenvolvimento sustentável, seja qual for a definição utilizada, exige instrumentos que possam fazer um diagnóstico da atual situação do sistema econômico. A fim de não correr o risco de elaborar análises vazias do ponto de vista de proposição de políticas públicas, é necessário que se tenha uma medida de sustentabilidade de uma determinada localidade a fim de que se possa elucidar a trajetória do seu estoque de capital (natural e produzido pelo homem). Para isto, foram criados os indicadores de sustentabilidade, que visam mostrar o quanto a economia é ecologicamente sustentável, no sentido de estar dentro da capacidade de suporte do ecossistema que a contém, conforme a visão pré-analítica da economia ecológica.

Este capítulo apresentará, na seção seguinte, um breve histórico do desenvolvimento de indicadores de sustentabilidade e algumas de suas características comuns. Em seguida, na seção 2.3, serão apresentados alguns exemplos de indicadores de sustentabilidade em uso na atualidade, começando pelo Índice de Sustentabilidade Ambiental (ESI) na seção 2.3.1, depois tratando do Índice de Progresso Genuíno (GPI) na seção 2.3.2 e por fim, na seção 2.3.3, o índice utilizado neste trabalho, a Pegada Ecológica. Todos os dados apresentados são os mais recentes disponíveis para cada índice.

### **2.2 Breve Histórico do Desenvolvimento dos Indicadores de Sustentabilidade**

Com a ascensão da problemática do meio-ambiente e da sustentabilidade para o centro do debate dentro da ciência econômica nos anos 70, começaram os esforços para desenvolver indicadores que pudessem mensurar estas questões. Neste

primeiro momento, porém, o foco não era criar um indicador que refletisse a dimensão ambiental, mas sim um que pudesse ajustar as medidas de bem-estar, até então representadas apenas pelo PIB, para que incluísse outras dimensões além da econômica. Dentro destes esforços, podemos contar a Medida de Bem-Estar Econômico, de Nordhaus & Tobin (1972), o Índice de Bem-Estar Econômico Sustentável, de Daly & Cobb (1989), além de outros menos conhecidos, como Bem-Estar Nacional Líquido, desenvolvido pelo governo japonês (VEIGA, 2010). Assim, as primeiras tentativas de construções de indicadores não se referiam apenas à sustentabilidade ecológica, mas sim tentavam incluir fatores ambientais e sociais para ajustar indicadores de bem-estar.

A partir de 1995, a inexistência de indicadores ligados especificamente a sustentabilidade ecológica leva ao surgimento de três novas abordagens: construção de sistemas de indicadores, que são coleções de índices não relacionados, como *dashboards*; indicadores síntese, que buscam incluir em um mesmo indicador as várias dimensões da sustentabilidade; e índices focados no grau de sobreconsumo, subinvestimento ou excessiva pressão sobre recursos<sup>6</sup> (VEIGA, 2010).

Quanto às primeiras duas abordagens, podemos dizer que os indicadores construídos pode ser classificados em três gerações: 1ª) indicadores isolados, como emissão de dióxido de carbono, desmatamento, etc.; 2ª) indicadores compostos de quatro dimensões (econômica, social, institucional e ambiental), mas ainda sem estabelecer inter-relações entre elas; 3ª) indicadores multidimensionais cujas várias dimensões são inter-relacionadas (QUIROGA-MARTINEZ, 2003, *apud* TAYRA & RIBEIRO, 2006).

Em geral, os indicadores de sustentabilidade possuem duas características: a agregação e a precificação, o que permite dividi-los em quatro categorias. Pelo lado da agregação, têm-se os sistemas de indicadores, os quais apresentam um grupo de variáveis isoladas, e os indicadores síntese, que agregam as variáveis em um único índice. Pelo lado da precificação, têm-se os indicadores monetários, que buscam atribuir um valor aos recursos naturais e aos serviços ecossistêmicos, em contraposição aos indicadores físicos, que tratam das variáveis ambientais em si. Os sistemas de indicadores, apesar de terem sua importância como fonte de dados para a construção de indicadores síntese, não são úteis em si, uma vez que dificilmente podem orientar metas para a governança ambiental. Quanto à segunda característica - a precificação - a opção

---

<sup>6</sup> A Pegada Ecológica, índice utilizado neste trabalho, enquadra-se nesta última categoria.

por indicadores monetários ou físicos parte de concepções teóricas distintas de sustentabilidade: os primeiros ligados à sustentabilidade do desenvolvimento e os segundos à sustentabilidade ambiental. (VEIGA, 2009).

A abordagem monetária para a mensuração da sustentabilidade tem entre seus representantes tentativas de agregar variáveis ambientais às medidas já utilizadas de riqueza, como o PIB verde, que inclui uma conta satélite às contas já estabelecidas na metodologia do cálculo do PIB agregando a depleção mineral e os custos de controle da poluição. Há também a construção de medidas alternativas, como o Índice de Progresso Genuíno (GPI), que será descrito adiante. Apesar de trazer avanços, como a noção de que o bem-estar e consequentemente o desenvolvimento estão ligados ao crescimento da riqueza *per capita*, e não do produto *per capita*, esta abordagem peca por trazer implícita a noção de substituíbilidade entre as categorias de capitais humano, material e natural (VEIGA, 2009), o que o aproxima do tratamento neoclássico da questão ambiental, conforme visto no capítulo anterior.

De fato, e ainda conforme o primeiro capítulo, a visão da economia ecológica, o aponta como fator principal para uma economia sustentável a preservação do estoque de capital natural. Contudo, enquanto a abordagem monetária, que ao lidar com o valor do capital natural tem a vantagem de traduzir as variáveis ambientais em uma medida comum, ou seja, valores monetários, de forma a poder integrá-las com facilidade a modelos econômicos, há a questão de que, como não há mercados para a grande parte dos serviços do capital natural, a valoração dos mesmos pode-se mostrar impossível<sup>7</sup>.

Os defensores da abordagem monetária argumentam que não estão valorando a natureza e sim as preferências das pessoas quanto aos serviços ecossistêmicos. Ainda assim, estariam ignorando um aspecto moral importante das escolhas das pessoas, que não são incluídas na análise das preferências. Outra crítica à abordagem monetária é de que o valor atribuído pelas pessoas aos serviços ecossistêmicos é função da renda de que elas dispõem, não tendo relação direta com a viabilidade ecológica, sendo que o valor do estoque de capital natural pode mudar muito com uma mudança na distribuição de renda. Por fim, muitos métodos de valoração tem como pressuposto a racionalidade

---

<sup>7</sup> A valoração ecossistêmica é uma ferramenta metodológica bastante utilizada como parâmetro para a tomada de decisão com relação ao capital natural. Seu substrato teórico provém da teoria neoclássica, fato este que suscitou um conjunto de críticas por parte da economia ecológica, para a qual a prática corrente do exercício valorativa é utilitarista e economicista. Para maiores detalhes sobre este debate, bem como propostas de inovação por parte da visão econômico-ecológica ver Andrade (2010).

substantiva e perfeita informação dos agentes, o que não corresponde à realidade (OZKAYNAK *et. al.*, 2004).

Já a abordagem física gerou indicadores com diferentes graus e formas de agregação que buscam fazer uma avaliação da situação ambiental. Apesar de descreverem adequadamente esta situação, as conclusões tiradas a partir destes índices são controversas, exatamente pelo fato de que se utilizam apenas de variáveis físicas, sendo necessário o seu uso associado a outras medidas de desempenho econômico e social. O estado da arte dos indicadores de sustentabilidade, conforme descritos no relatório Stiglitz-Sen-Fitoussi (CMEPSP, 2009) aponta nesta direção. O relatório foi produzido pela Comissão para a Mensuração de Performance Econômica e Progresso Social, formada pelo governo francês, então presidido por Nicolas Sarkozy, com o objetivo de identificar os limites do PIB como indicador de performance econômica e progresso social, considerar quais informações faltam ao PIB e que indicadores seriam necessários para corrigir estas lacunas (CMEPSP, 2012). No relatório final da comissão, há um consenso quanto à impossibilidade de se construir um índice que consiga refletir adequadamente e ao mesmo tempo o grau de sustentabilidade de uma economia e a qualidade de vida proporcionada por ela (CMEPSP, 2009). O presente trabalho está em consonância com este consenso, uma vez que busca construir um indicador físico, visando à mensuração da sustentabilidade ecológica por meio de um método que tenta mensurar a pressão sobre os recursos.

## **2.3 Exemplos de Indicadores de Sustentabilidade**

### **2.3.1 Índice de Sustentabilidade Ambiental**

O Índice de Sustentabilidade Ambiental (ESI, na sigla em inglês) foi criado por um grupo de pesquisadores de Yale (ESTY *et. al.*, 2005), sendo um indicador síntese e físico para avaliação de sustentabilidade, e que foi adotado pelo Fórum Econômico Mundial em 2002 (VEIGA, 2009).

O ESI é composto de 76 variáveis que abrangem cinco dimensões, sendo que estas variáveis servem de base para a construção de 21 índices de desempenho ambiental (VEIGA, 2010). Estas dimensões são: sistemas ambientais; redução de estresse ambiental; redução da vulnerabilidade humana; capacidade social e

institucional; governança global. A lógica de cada uma dessas dimensões é descrita no quadro 1:

Quadro 1 – Componentes da sustentabilidade ambiental no ESI

<b>Dimensão</b>	<b>Lógica</b>
<b>Sistemas Ambientais</b>	Um país é ambientalmente sustentável quando seus sistemas ambientais vitais são mantidos saudáveis, e se estes sistemas estão melhorando ao invés de se degradar.
<b>Redução de Estresse Ambiental</b>	Um país é ambientalmente sustentável se o estresse antropogênico é baixo o suficiente para não provocar danos demonstráveis aos sistemas ambientais.
<b>Redução da Vulnerabilidade Humana</b>	Um país é ambientalmente sustentável quando sua população e seus sistemas sociais não são vulneráveis (quanto à necessidades básicas como saúde e nutrição) a distúrbios ambientais.
<b>Capacidade Social e Institucional</b>	Um país é ambientalmente sustentável quando possui instituições e padrões sociais subjacentes de habilidades, atitudes e redes que promovem respostas eficazes aos desafios ambientais.
<b>Governança Global</b>	Um país é ambientalmente sustentável se coopera com outros países para gerenciar problemas ambientais comuns, e se reduz impactos ambientais negativos extraterritoriais em outros países de forma a não degradar os sistemas ambientais destes países.

Fonte: Esty *et. al.* (2005).

O índice é atualmente construído para 146 países, já que existem problemas de disponibilidade de informações necessárias, sendo, pois, calculado apenas para aqueles países que possuem mais de 100 mil habitantes, mais de cinco mil quilômetros quadrados, que possuam informações para pelo menos 45 das 76 variáveis e que com estas informações seja possível a construção de pelo menos 19 dos 21 índices de desempenho ambiental. O índice não inclui países muito pequenos devido ao fato de que estes países se comportam mais com cidades do que como os países maiores, não podendo ser diretamente comparados com estes, além de excluir aqueles cuja falta de informações dificultem a construção do índice (ESTY *et. al.*, 2005).

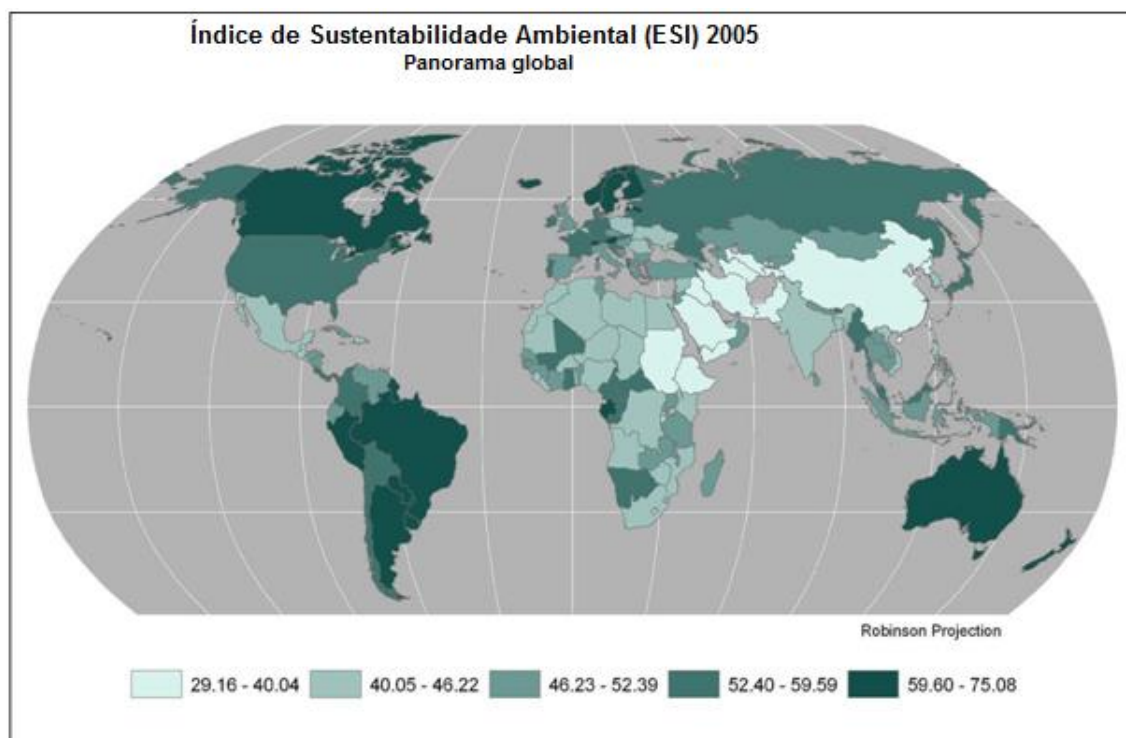
Uma vez selecionados os países para os quais o ESI será mensurado, é feita a padronização dos dados, quando esta for necessária para possibilitar a comparação entre países. Em seguida, as variáveis são tratadas matematicamente para reduzir vieses e heterocedasticidade das series de dados. A próxima etapa é realizar regressões que

produzam estimativas para as variáveis para as quais não há dados disponíveis, de forma a possibilitar a comparação entre os países. Depois de estimadas estas variáveis, os dados são “Winsorizados”, ou seja, os dados nas extremidades da distribuição são limitados de forma a não distorcerem os resultados, evitando-se *outliers* espúrios. Após o tratamento dos dados, estes são agregados. As 76 variáveis consideradas são utilizadas para compor 21 indicadores, que por sua vez se constituem de uma soma ponderada, com pesos iguais, de 2 a 12 variáveis. Estes indicadores são então somados, também com pesos iguais, para a formação do ESI (ESTY *et. al.*, 2005).

A partir do ESI, análises estatísticas podem ser feitas com o intuito de subsidiar a elaboração de políticas públicas. Entre elas, pode-se citar: a análise do componente principal, usada para encontrar as variáveis chaves do modelo ou investigar as relações entre os 21 indicadores que compõem o ESI; regressão linear gradual, para identificar as variáveis que mais influenciam no resultado do ESI; e a análise de aglomerado, para agrupar as variáveis em subgrupos com características similares (ESTY *et. al.*, 2005).

Os resultados da estimativa de 2005 do ESI para os 146 países podem ser resumidos na figura 7 abaixo:

Figura 7– Mapa do ESI por país



Fonte: Esty *et. al.*, 2005, p. 3.



Ao se ponderar as variáveis conforme descrito acima, o resultado é um índice que quanto mais alto, mais sustentável é o país considerado. O ESI pode ser lido como o potencial de um país de evitar um colapso ambiental. O ranking formado a partir dos resultados do ESI coloca nas primeiras posições os países escandinavos, o Canadá e o Uruguai. Com exceção do Uruguai, todos estes países são desenvolvidos, com abundância de recursos naturais e baixa densidade populacional. No caso do Uruguai, o baixo grau de industrialização somado a um país relativamente desenvolvido para os padrões dos países emergentes explicam sua boa posição. Na outra ponta do ranking, estão a Coreia do Norte, Taiwan, Turcomenistão, Iraque e Uzbequistão, com sérios problemas ambientais e respostas muito tímidas a estes problemas (ESTY *et. al.*, 2005). O ESI está positivamente relacionado tanto a uma maior renda quanto a uma maior dotação *per capita* de recursos naturais.

O ESI, como metodologia de mensuração da sustentabilidade associada à abordagem de pilares, ou seja, considerando variáveis tanto ambientais quanto sociais e econômicas, tem vantagens e desvantagens. Entre seus pontos fortes, pode-se elencar: cobertura ampla, indo além da pressão sobre os recursos; tem um objetivo claro, qual seja, o de verificar a possibilidade de uma economia de atingir a sustentabilidade; metodologia transparente; passível de comparação internacional. Entre as desvantagens, estão: potencial de sustentabilidade definido vagamente; pesos iguais para todas as variáveis; não a ligação direta com as questões do crescimento ou do desenvolvimento econômico (BARTELMUS, 2008). Outras críticas que podem ser feitas ao ESI são: o fato deste apresentar forte correlação com o PIB, por não considerar os impactos sobre o meio-ambiente provocados pelo consumo das economias mais ricas sobre as mais pobres; e a escolha das variáveis, que por sua abrangência, acaba se tornando muito subjetiva, refletindo mais aquilo que os criadores da metodologia acreditam ser importante do que algum critério objetivo (SICHE *et. al.*, 2008).

## **2.2.2 Índice de Progresso Genuíno**

O Índice de Progresso Genuíno (*Genuine Progress Indicator – GPI*), foi criado com base em um indicador mais antigo, o Índice de Bem-Estar Econômico Sustentável (*Index of Sustainable Economic Welfare - ISEW*), este último desenvolvido por Daly e Cobb (1989). Ambos utilizam os mesmos dados que são utilizados para o cálculo do

PIB pela ótica dos gastos, porém, diferentemente deste último, os primeiros realizam “deduções para contabilizar o nível de desigualdade de renda e custos do crime, a degradação ambiental e a perda de lazer e adições para contabilizar os serviços dos bens duráveis e da infraestrutura, além do trabalho doméstico” (TALBERTH *et. al.*, 2006. p. 3). Estes componentes são agregados aos índices para que este reflita o bem-estar propriamente dito, e não apenas o valor de mercado dos bens e serviços consumidos.

O GPI está relacionado à noção psicológica de renda, ou seja, à satisfação proporcionada pelo consumo e não apenas pelo fluxo de bens consumidos. Está ligado também à renda Hicksiana, ou seja, ao valor máximo que um agente pode consumir em um determinado período de tempo sem piorar sua condição em relação ao início daquele período. (TALBERTH *et. al.*, 2006). Por estas razões, o GPI é um índice sintético e monetário.

Segundo Talberth *et. al.* (2006), no relatório de 2006 do GPI, o índice está associado à interpretação forte da sustentabilidade (conforme visto no primeiro capítulo), por contabilizar as perdas de terras agricultáveis, pântanos, e florestas nativas, desconsiderando a possibilidade destas terras serem substituídas de alguma forma. Porém, por se tratar de um índice monetário, (que tem como unidade de medida valores monetários), pode-se aplicar a este índice a crítica de Ozkaynak *et. al.* (2004), já citada na primeira seção deste capítulo, e cujo fundamento está em dizer que por se tratar de valores monetários, a possibilidade de substituição está implícita, uma vez que um aumento no bem-estar proveniente de fontes não relacionados ao meio-ambiente, desde que seja da mesma ordem da perda de capital natural, manterá o índice inalterado.

Para o cálculo do GPI, toma-se os dados de consumo pessoal, uma vez que estes compõem a maior parte das despesas da economia e está diretamente relacionado a um maior bem-estar, ao contrário das despesas com investimento privado e com o setor público. Leva-se em consideração também dados referentes a distribuição de renda, especificamente o índice de Gini<sup>8</sup>, pois uma renda concentrada pode levar a diminuições do bem-estar por meio do aumento da criminalidade e da redução da produtividade dos trabalhadores, além do fato de que, devido ao princípio da utilidade marginal decrescente, um dado aumento de renda em uma sociedade com renda mais concentrada levará a um aumento menor de bem-estar relativamente à uma sociedade mais justa. As

---

<sup>8</sup> O índice de Gini é uma medida de concentração, comumente aplicado a renda para dar uma medida da desigualdade de sua distribuição. O índice varia entre 0 e 1, sendo que quanto mais próximo de 1, mais concentrada a distribuição das variáveis consideradas (no caso da renda, mais desigual sua distribuição).

despesas pessoais de consumo são então ponderadas pelo índice de Gini, compondo a base do cálculo do GPI (TALBERTH *et. al.*, 2006).

O próximo passo para o cálculo do GPI é a valoração do trabalho doméstico, que por não ter preço de mercado, é ignorado no cálculo do PIB. Além do trabalho doméstico, são valorados também as externalidades positivas derivadas de uma população mais educada, o trabalho voluntário, os serviços prestados pelos bens duráveis e pela infraestrutura, que são adicionados às despesas pessoais por contribuírem ao bem-estar. Já o custo do crime, a perda de tempo de lazer, o custo do subemprego, o custo dos bens duráveis (uma vez que seus serviços já são contabilizados, este custo é deduzido do GPI, mostrando o aspecto negativo da obsolescência planejada<sup>9</sup>), o custo de transporte de casa para o trabalho (não só o custo propriamente dito, mas também o custo de oportunidade relacionado ao tempo perdido no transporte), o custo de controle da poluição (para evitar danos à saúde das pessoas ou para tratar danos já ocorridos), o custo de acidentes automobilísticos, os custos da poluição da água, do ar e sonora, os custos de perda de mangues, terra agricultável e de florestas primárias, a depleção de recursos energéticos não renováveis, os danos provocados pelas emissões de carbono, pela redução da camada de ozônio, são valorados e deduzidos do total, pelo efeito negativo que possuem sobre o bem-estar presente e futuro. Por fim, soma-se o investimento líquido e deduz-se o endividamento externo líquido (TALBERTH *et. al.*, 2006).

Os resultados do relatório de 2006 da aplicação do GPI mostra que desde 1978, este tem se mantido praticamente constante para os EUA. No período entre 1950 e 2004, para este mesmo país, enquanto o PIB *per capita* cresceu a uma taxa de 3,81% ao ano, o GPI *per capita* cresceu apenas 1,33% ao ano. Enquanto as taxas anuais de crescimento do PIB flutuaram em torno de um patamar positivo, a evolução do GPI aponta para dois períodos distintos: entre 1950 e 1980, o crescimento do GPI acompanhou de perto o crescimento do PIB, mantendo-se em média positivo; após 1980, a variação do GPI é em média negativa, embora próximo de zero. Estes resultados implicam um crescimento deseconômico a partir da década de 80, ou seja, um crescimento do produto, mas não do bem-estar proporcionado por este produto (TALBERTH *et. al.*, 2006). Tal resultado corrobora a hipótese de Daly (1999) de que a

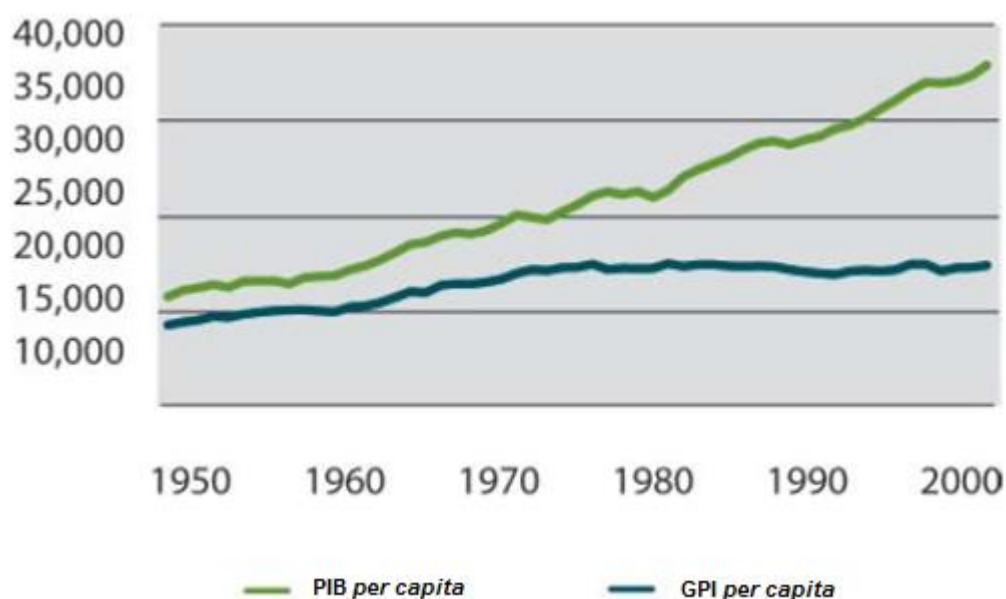
---

<sup>9</sup> Obsolescência planejada é uma estratégia empresarial que consiste em produzir uma mercadoria com um tempo de vida útil limitado, menor do que o que seria tecnicamente possível, para “forçar” o consumidor a substituí-la logo.

partir de certo ponto o crescimento econômico implica em custos de oportunidade que não são considerados pela macroeconomia convencional, que tem por medida fundamental de bem-estar o PIB, uma vez que esta não considera a economia como parte de um sistema maior, e sim o inverso: para a macroeconomia convencional, a economia é o todo e o meio ambiente é apenas parte dele, compartimentalizado nas áreas de economia da poluição e dos recursos naturais, conforme descrito no capítulo 1.

Entre as principais causas dessa disparidade entre os dois índices (PIB e GPI), está a depleção do capital natural, que representa uma perda 3,8 trilhões de dólares frente ao PIB, cujo componente mais importante são as emissões de carbono, responsáveis por uma dedução de 1,18 trilhões de dólares no PIB (TALBERTH *et. al.*, 2006). A figura 8 mostra a evolução dos dois índices (em termos *per capita*) para os EUA no período considerado:

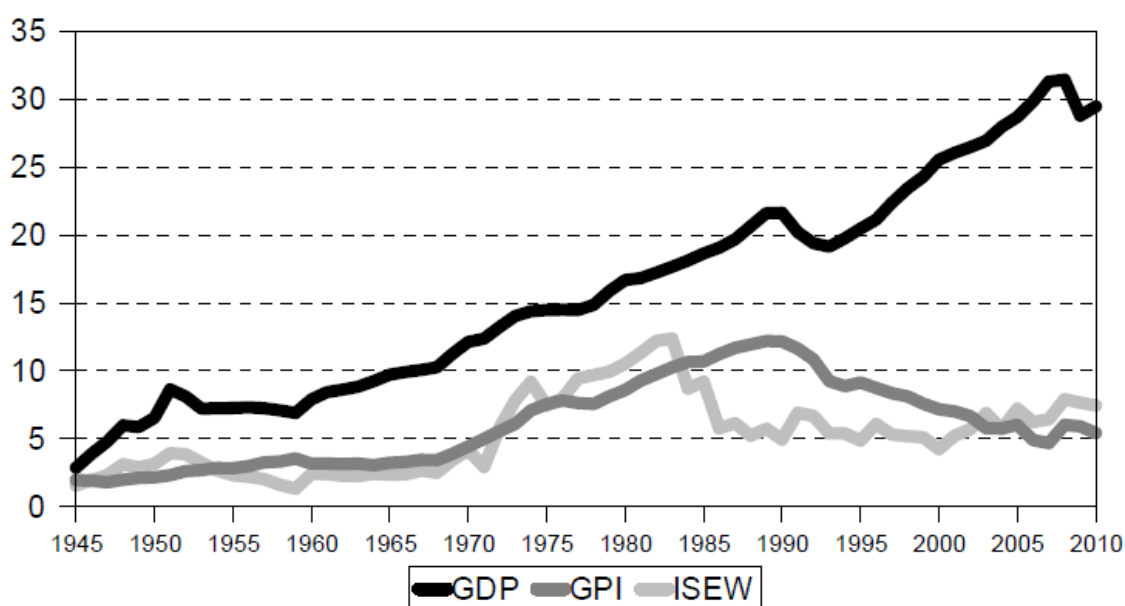
Figura 8 – Evolução do GPI e do PIB per capita dos EUA, 1950-2004



Fonte: Talberth *et. al.*, 2006, p. 19.

O cálculo do GPI foi realizado pelo instituto de estatísticas da Finlândia, para o período de 1945 a 2010 (sendo a aplicação mais recente da metodologia), com resultados semelhantes aos dos EUA, como pode ser visto na figura 9:

Figura 9 – Evolução do GPI e do PIB per capita da Finlândia, 1945-2010



Fonte: Hoffrén, 2011, p. 309.

Como se pode ver, também para a Finlândia há um ponto de inflexão, por volta de 1990, a partir do qual passa-se a ter crescimento deseconômico, ou seja, um crescimento do produto que não aumenta o bem-estar da sociedade. O ISEW, mostrado no gráfico, é o antecessor do GPI, como citado no início do capítulo. Apesar de não haver muitos estudos disponíveis utilizando a metodologia do GPI, há trabalhos estimando o ISEW para o Reino Unido, Alemanha, Países Baixos, Japão, Áustria, Canadá, Suécia, Chile e Tailândia (TALBERTH *et. al.*, 2006).

Apesar das muitas críticas que podem ser feitas ao GPI como índice de sustentabilidade, principalmente por de reduzir diversas variáveis a uma única dimensão monetária, ele tem como grande vantagem o fato de que se usa de dados de consumo pessoal já estimados pela metodologia do PIB há muito tempo, sendo possível obter estimativas deste para longos períodos de tempo com dados do passado, algo que não é possível para a maioria dos indicadores de sustentabilidade. Além disso, também é compatível com a abordagem de pilares do desenvolvimento sustentável, por considerar em conjunto variáveis econômicas, sociais e ambientais.

### 2.3.3 Pegada Ecológica

A Pegada Ecológica (*Ecological Footprint*) é um índice sintético e físico de sustentabilidade, cujo primeiro esboço foi dado por Rees (1992), sendo este trabalho a base para as sucessivas melhorias pelas quais passou a metodologia da Pegada Ecológica. A versão mais atual da metodologia, que será utilizada para a mensuração da Pegada Ecológica de Minas Gerais realizada no próximo capítulo, se encontra no trabalho de Ewing *et. al.* (2010a).

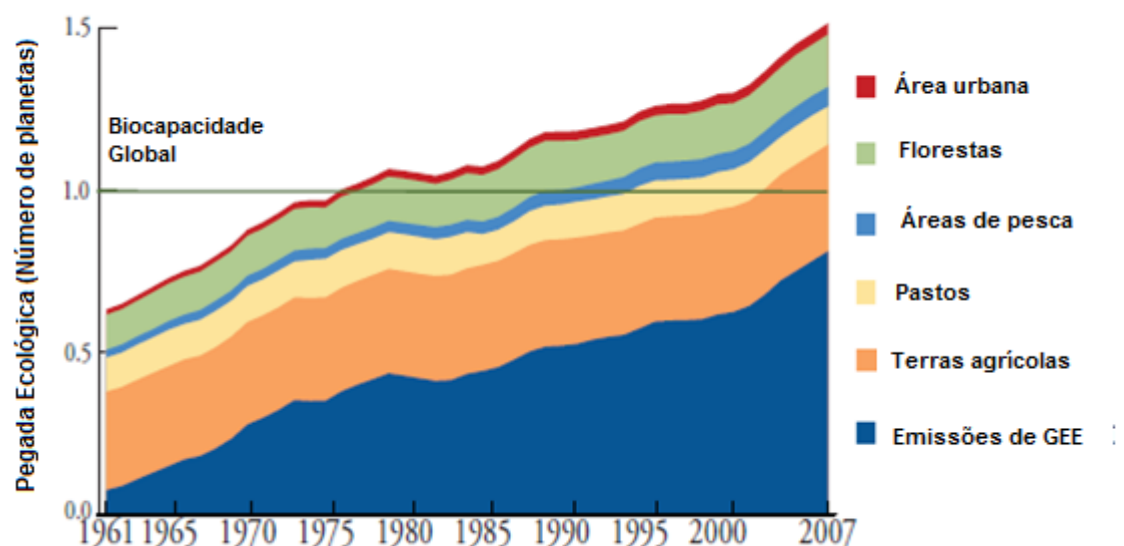
A Pegada Ecológica é uma medida física da demanda pelos serviços do capital natural, em termos de hectares globais. Isto significa que a Pegada Ecológica tenta mostrar a quantidade de terra necessária para produzir os serviços ecossistêmicos necessários à produção e ao consumo (considera-se como hipótese implícita a não substituíbilidade do capital natural pelo capital produzido). Porém, esta quantidade de terras é medida em hectares globais, uma medida abstrata que busca colocar em uma unidade comum terras com diferentes usos e produtividades. Juntamente à mensuração da Pegada Ecológica é realizada a mensuração da Biocapacidade do local, que corresponde a oferta de serviços ecossistêmicos disponíveis. Assim, pela comparação entre a oferta e a demanda, pode-se averiguar o grau de sustentabilidade do consumo da população local, sendo possível distinguir o que é depleção do capital natural do simples uso dos serviços ecossistêmicos (WACKERNAGEL *et al.*, 2005).

A unidade utilizada pela metodologia da Pegada Ecológica é o hectare global, que é construído a partir do cálculo da bioprodutividade média global para a construção da unidade hectare global, que será feito com base em dados disponíveis em órgãos de pesquisa como a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO, na sigla em inglês). O cálculo leva em conta que um hectare de alta produtividade equivalerá a mais hectares globais que um de baixa produtividade, mas o método foi construído de forma a que a soma dos hectares globais equivalesse à soma dos hectares efetivamente existentes (WACKERNAGEL *et al.* 2005). Os diferentes tipos de uso da terra são convertidos em unidade padrão, no caso os hectares globais, por meio dos fatores de equivalência (já fornecidos pelos autores da metodologia), cujo critério é a capacidade de produção de recursos úteis aos seres humanos, e não apenas a biomassa que produzem. Os tipos de uso da terra, nesta metodologia, se dividem em: área de culturas agrícolas, pastos, florestas, áreas de pesca, área construída (considerada tão produtiva quanto as áreas agrícolas, uma vez que geralmente são construídas sobre

elas) e áreas de sequestro de carbono, necessárias para evitar que os rejeitos da combustão fóssil tenham impacto sobre o meio ambiente (EWING *et al.*, 2010a). A metodologia da Pegada Ecológica será apresentada em detalhes no próximo capítulo. Por ora, serão apresentadas algumas aplicações já realizadas desta metodologia.

A Pegada Ecológica é adotada pelo *World Wildlife Fund* (WWF) para mensuração da sustentabilidade ecológica, sendo divulgados relatórios bienais com os resultados para o planeta como um todo e para os países, individualmente. O último relatório lançado, de 2010, traz os resultados da aplicação da metodologia para o período de 1961 a 2007 (EWING *et al.*, 2010b). A figura 10 resume a situação:

Figura 10 – Pegada Ecológica mundial, discriminada por tipo de uso da terra

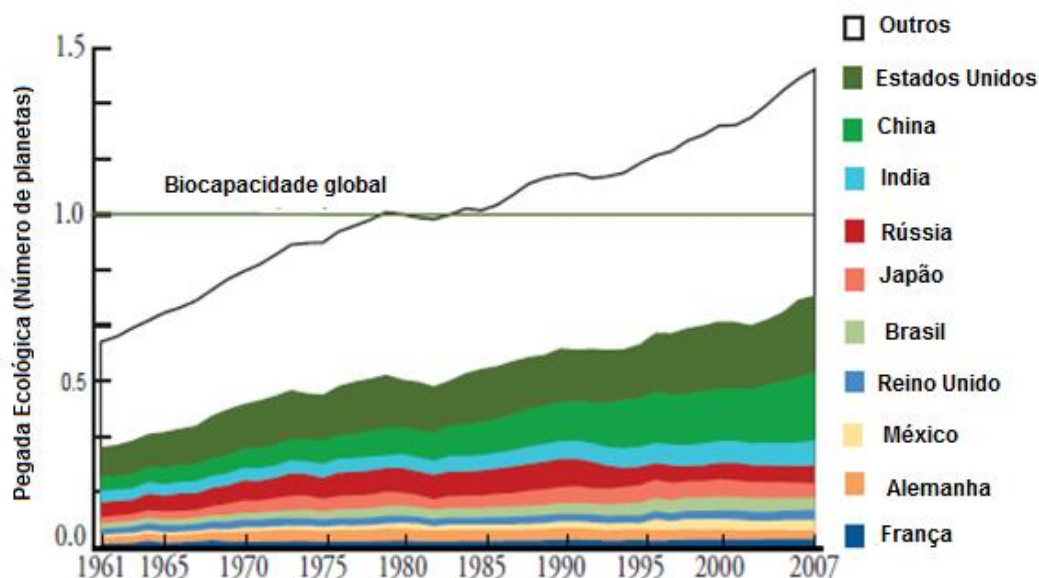


Fonte: Ewing *et al.*, 2010b, p. 18.

Na figura 8, a linha horizontal do gráfico mostra a biocapacidade do planeta como um todo. Como se pode ver, esta biocapacidade, ou seja, a oferta de serviços ecossistêmicos, foi ultrapassada pela demanda por volta de 1975, estando o planeta em déficit ecológico desde esta data. E a situação nos anos posteriores só piorou. Outra conclusão que se pode chegar a partir da figura acima é que o principal responsável pelo aumento da Pegada Ecológica tem sido as emissões de carbono. É interessante também considerar a evolução da Pegada Ecológica no tempo para alguns países. A figura 11

traz esta evolução para os Estados Unidos, China, Índia, Rússia, Japão, Brasil, Reino Unido, México, Alemanha e França:

Figura 11 – Pegada Ecológica para países selecionados



Fonte: Ewing *et. al.*, 2010b, p. 18.

Na figura 11, novamente a linha horizontal corresponde a biocapacidade do planeta como um todo, e a linha crescente superior a Pegada Ecológica do mundo. Como se pode ver, com exceção da Rússia, cuja Pegada Ecológica se reduziu entre 1990 e 1998 (possivelmente devido à forte crise econômica), para nenhum desses países a Pegada se reduz, embora em alguns o crescimento tenha sido mais forte (como Estados Unidos e, de forma ainda mais acentuada, China).

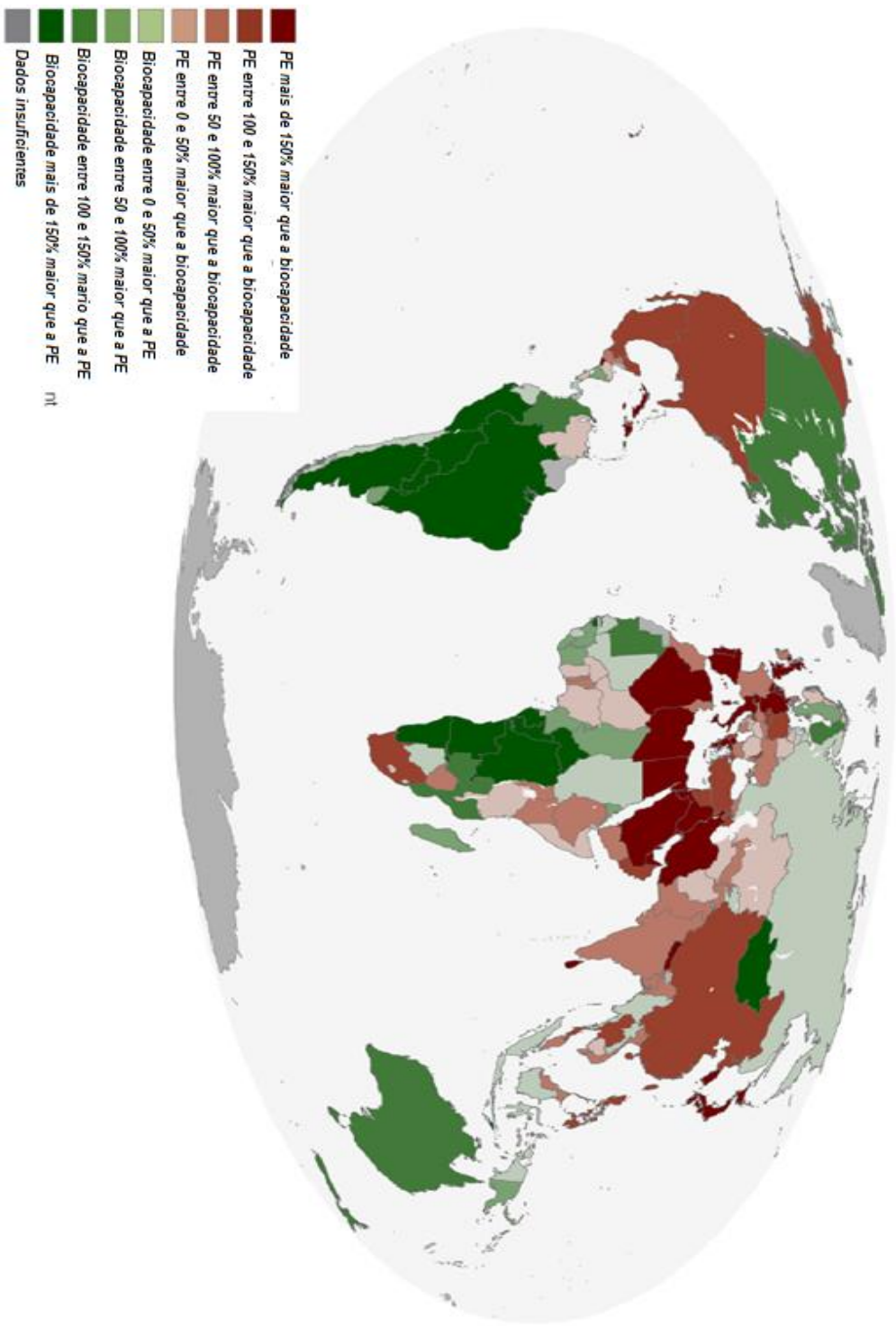
Uma vez considerada a situação do planeta como um todo, a figura 12 mostra a situação de cada país para o ano de 2007. Como se pode ver, a maioria dos países apresenta déficits ecológicos, ou seja, uma Pegada Ecológica superior a sua própria biocapacidade. Em muitos casos, o saldo ecológico negativo é mantido por meio de importação de biocapacidade de outros países. Confirmando esta hipótese, a figura 13 mostra o mesmo mapa utilizando a Pegada Ecológica da produção, ao invés da do consumo, o que retira o comércio internacional da análise. O resultado, como se pode ver, é que a situação de muitos países piora, o que ocorre por não considerar a importação de biocapacidade, deixando o país dependente apenas da sua própria biocapacidade.



É preciso atentar para o fato de que como nas figuras 8 e 9 é considerado o mundo como um todo, não há diferença entre a Pegada Ecológica da produção e do consumo, uma vez que a primeira é igual à segunda mais o saldo comercial (em termos de biocapacidade). Como o saldo comercial para o mundo como um todo é sempre zero (pois o que um importa outro tem necessariamente que exportar), não há pois diferença entre as duas nas figuras 8 e 9. Enquanto a Pegada Ecológica do consumo dá uma medida da biocapacidade necessária para sustentar o consumo da população de determinado país, a Pegada Ecológica da produção dá a medida da biocapacidade necessária para sustentar a produção do mesmo. Estas diferenças serão pormenorizadas no capítulo 3.

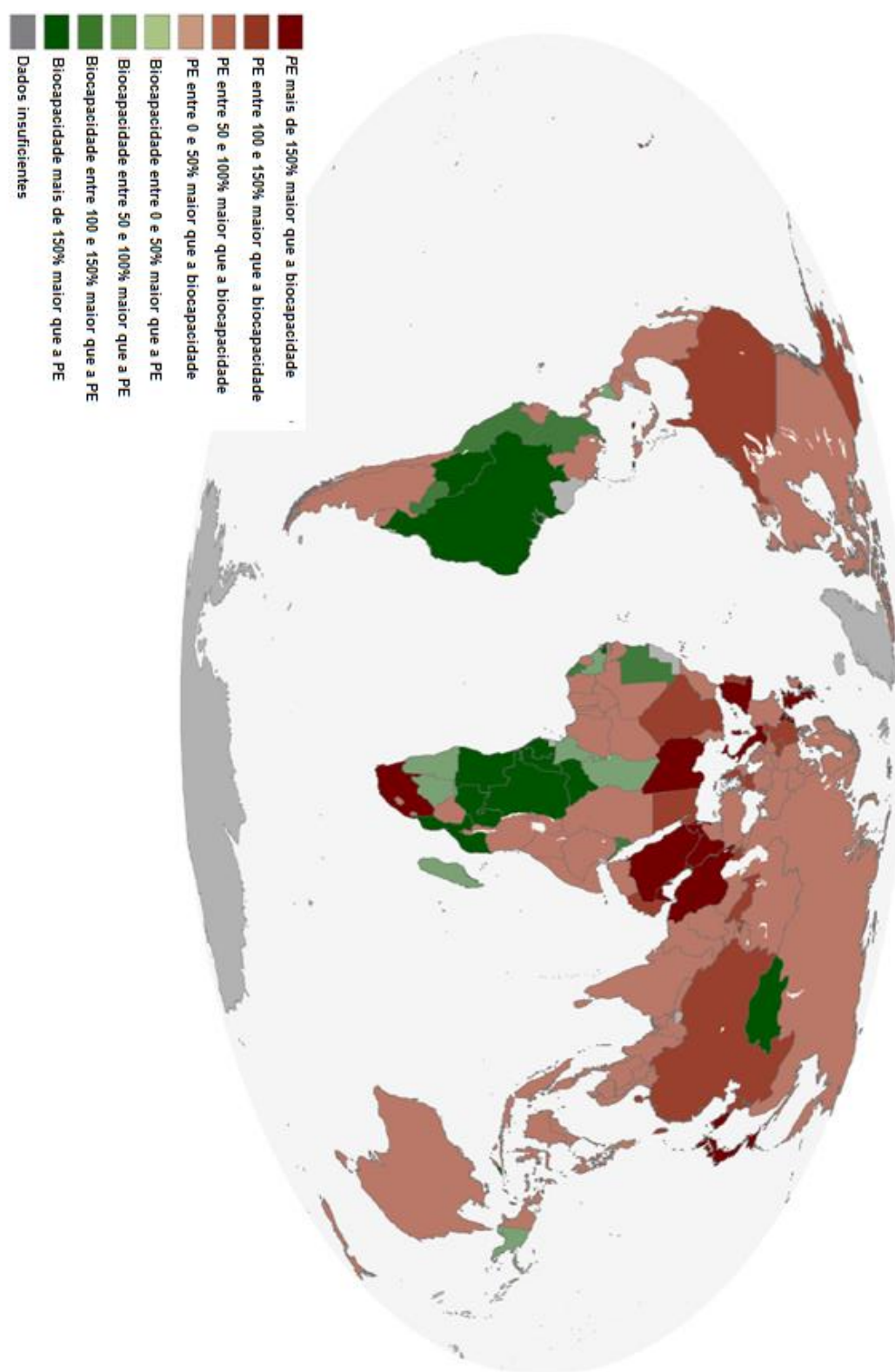
Além de seus relatórios bienais para os países, há também outros trabalhos desenvolvidos para mensurar a Pegada Ecológica e a Biocapacidade de unidades subnacionais. No Brasil, o WWF já fez a estimação da Pegada Ecológica de Campo Grande, capital de Mato Grosso do Sul. A conclusão obtida foi que a cidade de Campo Grande tem uma Pegada Ecológica de 3,14 hectares globais por pessoa, superior à média mundial de 2,7 hectares globais por pessoa apresentadas no mesmo estudo (WWF, 2011). Este trabalho utilizou dados da última Pesquisa do Orçamento Familiar (POF), de 2008, referindo-se, portanto, a este ano. Além dos estudos do WWF, outros pesquisadores desenvolveram trabalhos para unidades subnacionais no Brasil. Um dos primeiros trabalhos realizados com esta metodologia no Brasil foi o de Leite e Viana (2001), que calcularam a Pegada Ecológica da região metropolitana de Fortaleza para o ano de 1996, cujo resultado foi uma Pegada de 2,94 hectares globais *per capita*, resultado este correspondente a 22,4 vezes a biocapacidade disponível na área da região metropolitana de Fortaleza-CE. Outro trabalho que se pode citar é o de Cervi (2008), que realizou o cálculo para a cidade do Rio de Janeiro no ano de 2003, chegando à conclusão de que a Pegada Ecológica do município do Rio de Janeiro era de 3,11 hectares globais *per capita*, enquanto sua biocapacidade era de apenas 0,11 hectares globais por pessoa, sendo necessários portanto 27,35 vezes a biocapacidade em termos de hectares globais disponível na área da cidade do Rio de Janeiro para sustentar seu consumo. A discrepância entre os resultados nacionais e municipais se dá devido ao fato de que grandes centros populacionais tem grande densidade demográfica, tendo sempre de “importar” biocapacidade de outras regiões.

Figura 12 – Saldo Ecológico dos países, 2007



Fonte: Ewing *et. al.*, 2010b, p. 35

Figura 13 – Saldo Ecológico dos países, excluído o comércio internacional, 2007



Fonte: Ewing *et. al.*, 2010b, p. 37.

A Pegada Ecológica tem sido amplamente utilizada como índice de sustentabilidade, por apresentar resultados intuitivos, de fácil interpretação, devido ao fato de se utilizar de uma medida de área (o hectare global), não havendo dificuldade para uma pessoa sem grande conhecimento da área entender afirmações como “para que todos no mundo pudessem consumir como um americano, seriam necessários quatro planetas e meio” (EWING *et. al.*, 2010b). Além disso, outras vantagens, e também as desvantagens desta metodologia serão apresentadas no capítulo seguinte.

## **3 A PEGADA ECOLÓGICA DE MINAS GERAIS**

### **3.1 Introdução**

Este terceiro capítulo contém a principal contribuição deste trabalho, sendo este o resultado da aplicação da metodologia da Pegada Ecológica para o estado de Minas Gerais para o ano de 2008<sup>10</sup>. Na primeira seção, será apresentada a metodologia do cálculo da Pegada Ecológica. Na segunda, será apresentada de forma breve a paisagem natural do estado, com seus vários biomas. A terceira seção trará o resultado do cálculo da Pegada Ecológica do consumo da população do estado de Minas Gerais, enquanto a quarta seção trará o resultado do cálculo da biocapacidade. Na quinta seção serão apresentados o saldo ecológico da região e a discussão dos resultados. Por fim, na sexta seção é feita uma discussão sobre os pontos fortes e fracos desta metodologia como indicador do grau de sustentabilidade ecológica do consumo de uma determinada população. Note-se que o cálculo da Pegada Ecológica é feito para o consumo, e não para a produção. Para isso, apresenta-se duas razões: primeiramente, a medida do impacto do consumo tem mais importância do que a da produção para identificar o grau de sustentabilidade da região devido ao fato de abranger tanto os serviços ecossistêmicos necessários para a produção da região como os que são trazidos de fora; e segundo, devido a indisponibilidade de dados para a “exportação” e “importação” de serviços ecossistêmicos do estado de Minas Gerais para o resto do país e do mundo. A diferença entre os dois tipos de Pegada são explicitadas na equação 1, apresentada adiante.

### **3.2 O Método da Pegada Ecológica**

A metodologia utilizada neste trabalho para aferir o grau de sustentabilidade do consumo aparente no estado de Minas Gerais é a da Pegada Ecológica, a qual consiste em mensurar a demanda pelo capital natural e seu respectivo estoque, com a vantagem

---

<sup>10</sup> Apesar do cálculo ter sido realizado para o ano de 2008, com base nos dados de consumo que são deste período, nem todos os dados estão disponíveis com a mesma periodicidade. Devido a esse fato, algumas variáveis utilizaram dados de 2005, 2006, 2007 e 2009. Estas variáveis estão explicitadas neste capítulo e nos apêndices.

de que por meio dela é possível distinguir entre depleção de capital natural e o simples uso dos serviços provenientes deste capital (WACKERNAGEL *et al.*, 2005, p. 2). Segundo Ewing *et al.* (2010a, p. 3, tradução própria):

A Pegada Ecológica é baseada em 6 hipóteses fundamentais (adaptado de Wackernagel *et al.* 2002):

- A maioria dos recursos que as pessoas consomem e os rejeitos que geram podem ser rastreados e quantificados
- Um importante subconjunto dos fluxos de recursos e rejeitos pode ser medido em termos de área biologicamente produtiva necessária para manter estes fluxos. Fluxos de recursos e rejeitos que não podem ser mensurados são excluídos do cálculo, levando a uma subestimação sistemática da verdadeira Pegada Ecológica da humanidade.
- Ponderando cada área em proporção à sua bioprodutividade, diferentes áreas podem ser convertidas em uma unidade comum de hectares globais, hectares com a bioprodutividade média do mundo.
- Como um único hectare global corresponde a um único uso, e cada hectare global em um ano dado representa a mesma quantia de bioprodutividade, elas podem ser somadas para se obter um indicador agregado da Pegada Ecológica ou da biocapacidade.
- A demanda humana, expressa como Pegada Ecológica, pode ser diretamente comparada com a oferta natural, biocapacidade, quando ambas são expressas em hectares globais.
- A área demandada pode superar a ofertada se a demanda em um ecossistema excede a capacidade de regeneração deste ecossistema.

O cálculo da bioprodutividade média global para a construção da unidade hectare global foi feito com base em dados disponíveis em órgãos de pesquisa como a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO, na sigla em inglês). O cálculo leva em conta que um hectare de alta produtividade equivalerá a mais hectares globais que um de baixa produtividade, mas o método foi construído de forma a que a soma dos hectares globais equivalesse à soma dos hectares efetivamente existentes (WACKERNAGEL *et al.* 2005). Os diferentes tipos de uso da terra são convertidos em unidade padrão, no caso os hectares globais, por meio dos fatores de equivalência, cujo critério é a capacidade de produção de recursos úteis aos seres humanos, e não apenas a biomassa que produzem (EWING *et al.*, 2010a). Os tipos de uso da terra, nesta metodologia, se dividem em: área de culturas agrícolas, pastos, florestas, áreas de pesca, área construída (considerada tão produtiva quanto as áreas agrícolas, uma vez que geralmente são construídas sobre elas) e áreas de sequestro de carbono, necessárias para evitar que os rejeitos da combustão fóssil tenham impacto

sobre o meio ambiente (EWING *et. al.*, 2010a). É interessante notar que a Pegada Ecológica é uma medida apenas dos componentes biológicos do consumo, não incluindo os componentes minerais, não-renováveis. Se à primeira vista isto pode parecer um erro, esta opção metodológica é acertada, uma vez que o consumo de recursos não-renováveis só é sustentável se parte deste consumo for destinado ao desenvolvimento de uma alternativa renovável a este recurso não-renovável (DALY, 1990). Esta alternativa renovável e sustentável seria contabilizada na biocapacidade.

O cálculo da Pegada Ecológica da população do estado de Minas Gerais - o qual corresponde à demanda por serviços advindos do capital natural - foi feito com base no consumo realizado na região. O processo é representado na equação 1:

Equação 1 – Pegada Ecológica

$$PEc = PEp + PEi - PEE \quad (1)$$

Em que PEc é a Pegada Ecológica (*Ecological Footprint*), PEp é a demanda por bens da região que são fornecidos pelo ecossistema, como alimentos e produtos florestais, pela biocapacidade esterilizada na forma de áreas urbanas e por biocapacidade necessária para sequestrar o carbono emitido pela população da região. PEi é a mesma demanda, porém relacionada à produção de bens que provêm de fora da região considerada (importações) e PEE é a parcela da PEp que corresponde à produção da região que é remetida para fora dela - as exportações (EWING *et al.*, 2010a). No presente trabalho, porém, esta equação não será utilizada, uma vez que os dados sobre “exportação” e “importação” de biocapacidade de Minas Gerais para o resto do país e do mundo não estão disponíveis, e que os dados sobre o consumo estão disponíveis diretamente na Pesquisa de Orçamentos Familiares (POF) do IBGE, não sendo necessário calculá-los indiretamente.

Todas as demandas são calculadas em termos de hectares de produtividade média mundial para o tipo de uso da terra correspondente, dividindo-se a demanda física pela produtividade média mundial. São convertidas em área necessária para suprir esta demanda em termos de hectares globais, multiplicando-se pelos fatores de equivalência para o determinado tipo de uso de terra. Por exemplo, toma-se a demanda por carne bovina em toneladas, divide-se pela produtividade média mundial dos pastos em termos

de toneladas por hectares e multiplica-se pelo fator de equivalência dos pastos (WACKERNAGEL *et al.*, 2005). A figura 14 resume o processo.

Os dados correspondentes às três primeiras linhas (consumo de produtos agrícolas, pecuários e provenientes da pesca, respectivamente) os quais podem ser agrupados sob a categoria mais ampla de "alimentos", foram obtidos na POF do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) para o período de 2008-9.

O consumo de produtos florestais se divide em consumo de madeira para habitação e utensílios, para produção de calor e o consumo de papel, de acordo com a metodologia da Pegada Ecológica (CERVI, 2008). O consumo de papel é obtido por meio de uma *proxy* calculada a partir dos dados da Associação Brasileira de Celulose e Papel (BRACELPA) para o país como um todo, uma vez que não há dados para o consumo de papel em Minas Gerais. A partir destes dados, calculou-se um consumo médio de 45,8 kg de papel por pessoa por ano para o ano de 2008.

Por sua vez, o consumo de madeira para produção de calor e para usos industriais (construção inclusa) encontra-se no Relatório de Movimentações no Sistema de Documentos de Origem Florestal (Relatório DOF) do Instituto Brasileiro do Meio ambiente (IBAMA). Os dados referentes às emissões de CO<sub>2</sub> são fornecidos pelo Inventário Emissões de Gases do Efeito Estufa (Inventário GEE) da Fundação Estadual do Meio ambiente (FEAM) do estado de Minas Gerais, no qual também consta a proporção da área do estado que corresponde as áreas urbanas e as áreas de cada bioma. Uma vez obtidos os dados de consumo dos alimentos e dos produtos florestais, eles devem ser ponderados pela produtividade média mundial, que pode ser obtida junto à FAO. A área urbana deverá ser ponderada pelo fator de produtividade da agricultura na região, cujo cálculo será explicado abaixo. As emissões de CO<sub>2</sub> devem ser ponderadas pela capacidade de sequestro de carbono do ecossistema, que é encontrada no Inventário GEE. Os dados de sequestro de carbono para o mundo foram retirados de Pan *et. al.*, (2011), e ponderados pela área de floresta obtida na FAO. Uma vez feitas as ponderações do consumo, estas são multiplicadas pelos fatores de equivalência, que estão disponíveis em Ewing *et. al.* (2010a).



Quadro 2– Estrutura do Cálculo da Pegada Ecológica

<b>Consumo</b>	<b>Medida do consumo</b>		<b>Produtividade média mundial</b>		<b>Fator de equivalência</b>		<b>Pegada Ecológica</b>
<b>Produtos Agrícolas</b>	t/ano	/	t/ha/ano	X	2,51	=	gha
<b>Produtos Pecuários</b>	t/ano	/	t/ha/ano	X	0,46	=	gha
<b>Pescados</b>	t/ano	/	t/ha/ano	X	0,37	=	gha
<b>Produtos Florestais</b>	m³/ano ou t/ano	/	m³/ha/ano ou t/ha/ano	X	1,26	=	gha
<b>Área Urbana</b>	ha	/	Produtividade média regional das áreas agrícolas (t/ha/ano)	X	2,51	=	gha
<b>Emissões de gases do efeito estufa</b>	t/ano	/	t/ha/ano	X	1,26	=	gha

Fonte: Elaboração própria a partir de Wackernagel *et. al.* (2005, p. 10)

Já o cálculo da biocapacidade em nível nacional ou sub-nacional (regiões, estados, municípios), que corresponde à oferta ecológica, é feito por meio do cálculo de fatores de produtividade. De acordo com Ewing *et al.* (2010a), estes fatores de produtividade são específicos às unidades nacionais ou subnacionais, e são calculados da seguinte forma:

Equação 2 - Biocapacidade

$$YFl = Yn/Yw \quad (2)$$

Em que YFl é o fator de produtividade nacional para um dado tipo de uso da terra, Yn e Yw são respectivamente o rendimento nacional e global por hectare do mesmo tipo de uso de terra. O fator de produtividade é calculado para cada produto, como por exemplo, bananas: toma-se a produtividade média nacional (ou regional, como no caso do presente trabalho) de bananas por hectare, e divide-se pela produtividade média mundial de bananas por hectare. Assim, obtém-se o fator de produtividade nacional, que mostra o quanto a região é produtiva em relação ao resto do mundo. Uma vez obtido o fator de produtividade nacional, este é multiplicado pelo fator de equivalência correspondente ao uso da terra e pela área produtora deste produto

considerado para que se obtenha a estimativa de biocapacidade em termos de hectares globais para este mesmo produto. Este processo é repetido para todos os produtos de cada tipo de uso de terra, e por fim a estimativa de biocapacidade em hectares globais para cada produto é somada de forma a fornecer a biocapacidade total da região. A figura 15 abaixo resume o processo.

As áreas da agricultura, de pasto, de florestas (consideradas tanto pela produção de produtos florestais como pela sua capacidade de sequestro de carbono) e seus rendimentos, necessários para o cálculo do fator de produtividade, podem ser obtidas no Censo Agropecuário (Censo AP), na Produção da Extração Vegetal e Silvicultura (PEVS), na Produção Agrícola Municipal (PAM), na Produção Pecuária Municipal (PPM), do IBGE, e também no Inventário GEE. A produção de pescados foi retirada dos Indicadores de Desenvolvimento Sustentável do IBGE<sup>11</sup>.

Quadro 3– Estrutura do cálculo da biocapacidade

Área disponível (ha)	Fator de produtividade		Fator de equivalência		Biocapacidade (gha)
<b>Produtos Agrícolas</b>	X	YFI	X	2,51	=
<b>Produtos pecuários</b>	X	YFI	X	0,46	=
<b>Pescados</b>	X	YFI	X	0,37	=
<b>Produtos Florestais</b>		YFI	X	1,26	=
<b>Área Urbana</b>	X	YFI	X	2,51	=
<b>Áreas de sequestro de carbono</b>	X	YFI	X	1,26	=

Fonte: Elaboração própria a partir de Wackernagel, 2005, p. 10

A área existente dos diferentes tipos de uso da terra são ponderadas pelos fatores de produtividade de cada tipo de uso da terra, cujo cálculo, como exposto acima, é feito a partir de dados da produção na região, que são obtidos junto às mesmas fontes que fornecem a área, e pela produtividade média global, obtida a partir de dados da FAO. No caso dos pescados, foi utilizada uma *proxy* calculada a partir da produção mundial de peixes dividida pela área total bioproductiva dos oceanos, *proxy* esta retirada do trabalho de Cindin e Silva (2004), cujo resultado é uma produção de 33,1 kg de pescado

<sup>11</sup> Os dados do Censo AP se referem ao ano de 2006 e os do Inventário GEE ao ano de 2005. Todos os outros dados se referem ao ano de 2008.

por hectare. As áreas urbanas e as necessárias para sequestro de carbono são exceções, uma vez que são ponderadas pela produtividade local, obtidas no Inventário GEE e nas pesquisas referentes à agricultura do IBGE. O quadro 2 resume as variáveis a serem calculadas com suas respectivas fontes de dados.

Quadro 4 – Variáveis de Cálculo e Fontes de Dados

Variável	Fonte de dados para cálculo da Pegada Ecológica, referentes ao estado de Minas Gerais (Demanda por serviços ecossistêmicos) IMPD <sup>12</sup> : 19XX ou 20XX	Fonte de dados para o cálculo da Biocapacidade, referentes ao estado de Minas Gerais (Oferta de serviços ecossistêmicos)
Produtos Agrícolas	Pesquisa de Orçamentos Familiares (IBGE), 2008	Produção Agrícola Municipal (IBGE), 2008, e Censo Agropecuário (IBGE), 2006
Produtos Pecuários	Pesquisa de Orçamentos Familiares (IBGE), 2008	Censo Agropecuário (IBGE), 2006, e Pesquisa Pecuária Municipal (IBGE), 2008
Pesca	Pesquisa de Orçamentos Familiares (IBGE), 2008	Indicadores de Desenvolvimento Sustentável (IBGE), 2008
Produtos Florestais	Relatório DOF (IBAMA), 2008	Produção da Extração Vegetal e Silvicultura (IBGE), 2008
Área Urbana	Inventário Emissões de Gases do Efeito Estufa (FEAM), 2005	Produção Agrícola Municipal (IBGE), 2008, e Censo Agropecuário (IBGE), 2006
Sequestro de Carbono	Inventário Emissões de Gases do Efeito Estufa (FEAM), 2005	Inventário Emissões de Gases do Efeito Estufa (FEAM), 2005

Por fim, uma vez obtidas as estimativas de Pegada Ecológica e biocapacidade, correspondendo a demanda e oferta de recursos naturais, é possível comparar ambos (pois estão na mesma unidade) para se chegar à uma medida de uso da biocapacidade.

<sup>12</sup> Informação mais próxima disponível. Indica o ano mais recente dos dados disponíveis para a variável considerada.

Caso a Pegada Ecológica exceda a biocapacidade, a região terá um déficit ecológico, comparação sintetizada na equação 3:

Equação 3 – Saldo Ecológico

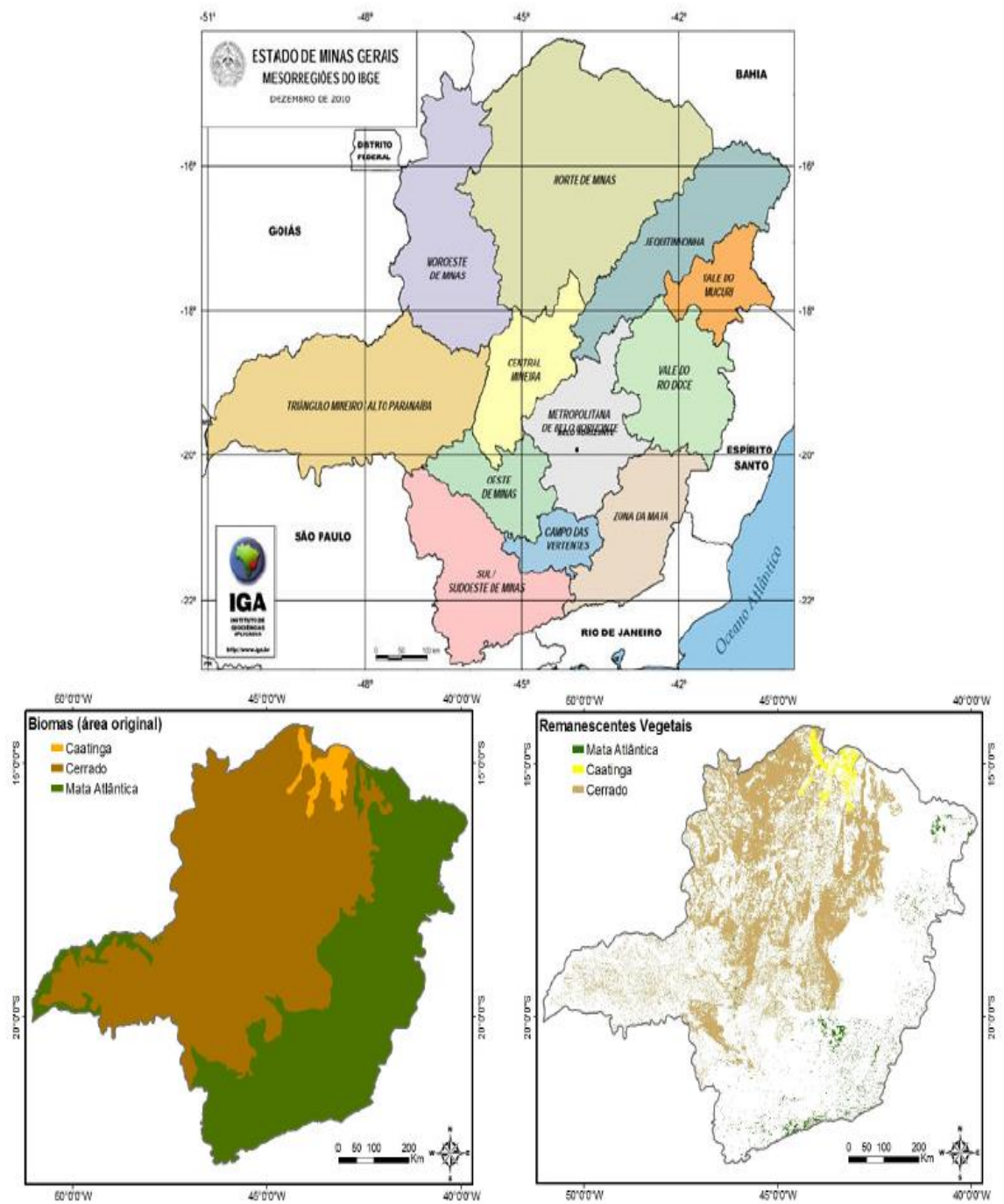
$$\text{Saldo Ecológico} = \text{Biocapacidade} - \text{Pegada Ecológica}$$

Este déficit pode ser mantido de duas formas: por meio da importação de biocapacidade de países/regiões que possuam superávits ecológicos ou da depleção de seu próprio capital natural. (WACKERNAGEL *et. al.*, 2005). Se o déficit estiver sendo mantido por meio da depleção de capital natural, o nível de consumo do país (ou região) não é sustentável.

### **3.3 A Paisagem Natural do Estado de Minas Gerais**

No estado de Minas Gerais, predominam dois biomas: a Mata Atlântica, na porção mais oriental do estado, que ocupa 41% da área do mesmo; e o Cerrado, que ocupa 57% da área do estado estando localizada na porção centro-ocidental do mesmo. Há ainda, no extremo norte do estado, uma pequena região de caatinga, com apenas 2% da área de Minas Gerais (IEF, 2012). A figura 16 abaixo mostra resumidamente a situação atual dos biomas do estado. Serão descritos a seguir os biomas da Mata Atlântica e do Cerrado.

Figura 14 - Minas Gerais: mesorregiões e biomas (áreas originais e remanescentes em 2009)



Fonte: IBAMA, 2009.

### 3.3.1 Mata Atlântica

A definição de Mata Atlântica não é de todo consensual, pois abarca um numero razoavelmente grande de formações florestais distintas, como a floresta ombrófila do

litoral, a floresta semidecídua do planalto, a floresta com araucária dos estados do sul, manguezais, restingas e campos de altitude. (TONHASCA JR., 2005). No estado de Minas Gerais predomina a floresta semidecídua do planalto, uma vez que não há planícies litorâneas. Esta subseção se concentrará sobre este tipo específico de vegetação.

O desenvolvimento da fauna e da flora na Mata Atlântica deve muito às características topográficas do terreno, pontuado por serras cujas montanhas chegam a 1500 metros de altitude, servindo como uma barreira aos ventos alísios. Essas condições fazem com que haja umidade abundante, que junto à grande incidência de luz solar dá origem a uma floresta diversificada e com árvores de grande porte (TONHASCA JR, 2005).

A floresta semidecídua do planalto, é uma típica floresta tropical pluvial. Por se localizar a oeste da serra do mar, está sujeita a uma estação seca e fria entre abril e setembro, o que faz com que de 20 a 50% das suas árvores estejam sujeitas à perda de folhas neste período, o que permite diferenciá-la dos demais tipos de formações florestais existentes na Mata Atlântica. Embora esta floresta originalmente ocupava praticamente todas as áreas de planalto em Minas Gerais, a expansão da agricultura a removeu quase por completo, sobrevivendo apenas pequenas áreas fragmentadas (TONHASCA JR, 2005).

A admiração provocada pela grandeza e opulência da Mata Atlântica está presente em quase todos os relatos de naturalistas que chegaram aqui no período colonial. Porém, juntamente com a admiração, vieram também os interesses comerciais. Primeiramente a extração do Pau-Brasil, e logo após a expansão da cultura da cana, causaram danos severos ao bioma. Todavia, estes danos ficaram concentrados no litoral, uma vez que a serra do mar consistia uma barreira para a expansão para o interior. Assim, pelo menos no primeiro século de colonização, a Mata Atlântica de Minas Gerais ficou relativamente protegida (TONHASCA JR, 2005).

Este cenário mudou com a descoberta do ouro, que atraiu muitos portugueses (por volta de 450 mil ao longo do século XVIII) e também de escravos africanos, trazidos para ajudá-los na extração. Com uma população muito maior no interior, o impacto sobre a floresta do planalto aumentou proporcionalmente, devido às necessidades de madeira e de terra para agricultura. Além disso, a mineração tinha, entre suas várias técnicas, aquela de “carregar uma montanha em talho aberto”, que consistia em desviar o curso dos ribeirões para levar toda a terra debaixo de uma

encosta, para maximizar o aproveitamento do ouro. Embora essa fosse a mais grandiosa, inúmeras outras técnicas envolviam batear o ouro em cursos d'água, o que levou o terreno antes florestado a se tornar pântanos esburacados. Estima-se em 4 mil km<sup>2</sup> a área de floresta devastada pela exploração aurífera (DEAN, 2004).

Com o esgotamento das reservas minerais, no fim do século XVIII, essa população não retornou ao litoral<sup>13</sup>: pelo contrário, passou a expandir a atividade agropecuária cada vez mais para o interior, devastando progressivamente a floresta. A população cresceu cerca de 6 vezes ao longo do século XVIII, atingindo 1,8 milhão de pessoas em 1800. Estima-se que tal expansão populacional exigiu a derrubada de 600 km<sup>2</sup> de floresta por ano para conversão em terras agricultáveis (DEAN, 2004).

A floresta semidecídua do planalto mineiro sofreu uma nova onda de devastação com a expansão das plantações de café para o sul de Minas Gerais. Devido a suas exigências ecológicas, o café se adaptou melhor ao planalto do que às planícies litorâneas, ao contrário da cana. No começo dessa expansão do café, havia a crença de que o café devia ser plantado em áreas de mata virgem, pois estas eram mais férteis devido à biomassa acumulada. Esta crença aumentou ainda mais a devastação da Mata Atlântica. Por fim, a expansão do café trouxe ferrovias e ainda mais população, pois era uma cultura que necessitava de muita mão de obra. E conseqüentemente, esta população maior necessitava de ainda mais alimentos, levando a uma maior devastação (DEAN, 2004).

Com a chegada do século XX e de algum desenvolvimento industrial, a população aumenta ainda mais, levando ao fim das frentes pioneiras de devastação da floresta. Restavam apenas algumas poucas faixas florestadas, cenário que se mantém até hoje, mesmo com a adoção de códigos florestais para preservação da mata sobrevivente (DEAN, 2004).

As áreas remanescentes da Mata Atlântica sofrem com o alto grau de degradação, fruto da grande fragmentação à que estão sujeitas e que favorece a extinção de espécies endêmicas, a despeito dos esforços feitos nos últimos anos para preservá-las (IBGE, 2010). A situação atual do bioma é descrita na tabela 1 abaixo:

---

<sup>13</sup> Alguns autores consideram esse fenômeno como uma espécie de involução para uma economia de subsistência (Cano, 2002). Presume-se o efeito deletério de um sistema econômico rudimentar sobre as condições ambientais próximas.

Tabela 1 - Situação atual do bioma Mata Atlântica no estado de Minas Gerais

Área original do bioma (ha)	Área remanescente do bioma em 2011 (ha)	Decremento no período 2010-2011
27.235.854	3.087.045	6.339

Fonte: Fundação SOS Mata Atlântica, 2012.

### 3.3.2 Cerrado

O bioma Cerrado é de clima tropical. Embora apresente uma precipitação razoável (750 a 2000 mm por ano), apresenta uma estação seca de maio a outubro. O Cerrado só aparece em regiões onde não há geadas frequentes. Afora esta característica, o efeito do clima sobre a vegetação é indireto, passando pelo solo como mediador. As chuvas concentradas em um período relativamente curto do ano removem os nutrientes do solo, tornando-os pobres e pouco férteis. A escassez de nutrientes conforma a vegetação do Cerrado (EITEN, 1990).

O bioma Cerrado se divide em alguns subtipos: Cerrado no sentido lato, vegetação com árvores e arbustos retorcidos e de caule grosso, com folhas duras; florestas mesofíticas de interflúvio, exceções ao padrão do Cerrado que se apresentam onde o solo é rico em nutrientes; campo rupestre, que ocorre em zonas de transição com a Caatinga e a Mata Atlântica, em altitudes moderadas (1000 a 1800m) e cuja vegetação varia de uma savana arbustiva (mais comum) a pequenas florestas de árvores baixas e campos limpos gramados; campos litossólicos miscelâneos, que ocorrem em áreas de baixa altitude e solos rasos, consistindo basicamente de uma camada de grama de 10 a 15 cm de altura; vegetação de afloramento em rocha maciça (EITEN, 1990).

Os primeiros impactos sobre o Cerrado começam já com a chegada do homem à América do Sul: os caçadores vieram do norte para os Cerrados, onde havia caça abundante, e devido a isso, caçaram excessivamente levando a extinção da megafauna local (elefantes mastodontes, preguiças e tatus gigantes, tigres dente-de-sabre, cavalos, etc.) (DEAN, 2004).

A expansão europeia para o interior do Cerrado levou muito tempo para se dar, uma vez que o governo colonial português não incentivava a ocupação do interior por medo de despovoar o litoral. Foi apenas com o descobrimento do ouro que levas de europeus e africanos se estabeleceram no interior do atual estado de Minas Gerais, chegando por fim ao Cerrado. O ouro no Cerrado existia, mas era esparsa e restrito a



algumas regiões. A exploração excessiva dos rios auríferos e diamantíferos ao longo do século XVIII levou ao assoreamento destes em muitos casos (RIBEIRO, 2005).

Com o esgotamento do ouro no fim do século XVIII, a mineração deu lugar a pecuária como principal atividade econômica do Cerrado mineiro (embora já fosse praticada desde o início do século pra fornecer comida e tração animal aos garimpeiros). Outras culturas também foram introduzidas, como a cana, o algodão e o fumo, mas com menor importância do que a pecuária. A expansão destas atividades leva, já em meados do século XIX, a gerar preocupação com a preservação das matas, inicialmente por motivos utilitaristas (escassez de madeira, de terras férteis, etc.) (RIBEIRO, 2005).

A partir do início do século XIX, houve preocupação de se melhorar os acessos ao Cerrado mineiro para poder escoar sua produção. Inicialmente as ações focaram em tornar os grandes rios da região mais navegáveis. Após esta primeira fase, já na última década do século XIX, no bojo da expansão das linhas férreas no interior do Brasil, foi introduzida a estrada de ferro na região, em três eixos: a Estrada de Ferro Mogiana, ligando São Paulo ao Triângulo Mineiro; a Companhia Estrada de Ferro Oeste de Minas, ligando Pompéu e Patrocínio a São João del Rei; a Central do Brasil, chegando até o rio São Francisco. Com estas estradas, o Triângulo Mineiro se converteu em um centro de comercialização dos produtos vindos de Mato Grosso, Goiás, Minas Gerais e São Paulo, fomentando a povoação em uma região que até então não era economicamente atraente. Com isto também começou, ainda que lentamente, a industrialização do Cerrado, com a criação de indústrias têxteis no alto rio São Francisco e em Uberaba-MG (RIBEIRO, 2005).

Já no século XX, a criação de Brasília foi um grande impulsionador da ocupação do Cerrado. No período 1975-80, houve um aumento de 40% na área cultivada neste bioma (incluindo o estado de Goiás). Os impactos deste aumento populacional e da produção agrícola são vastos: erosão do solo, com perda de matéria orgânica e de nutrientes, reduzindo a capacidade de suporte do ambiente; contaminação da água e dos alimentos por agrotóxicos; compactação dos solos; transmissão de doenças por vetores aquáticos devido à irrigação; desmatamento e queimadas; empobrecimento genético (VERDESIO, 1990). Por meio deste longo processo de ocupação e devastação do bioma Cerrado é que se chegou à atual situação de risco que este bioma corre.

Hoje, o desmatamento do Cerrado prossegue a altas taxas, maiores do que as da Floresta Amazônica. Esta situação torna necessária a criação de mais unidades de conservação no bioma Cerrado, especialmente nas áreas de fronteira agrícola, a fim de

preservar a biodiversidade deste bioma, que é considerado a savana mais biodiversa do mundo (IBGE, 2010). A tabela 2 abaixo resume esta situação:

Tabela 2 - Situação atual do Cerrado em Minas Gerais

Área original do bioma (km <sup>2</sup> )	Área remanescente do bioma em 2008 (km <sup>2</sup> )	Área desmatada no período 2002-2008 (km <sup>2</sup> )
333.710	144.037	8.927

### 3.4 Os Resultados do Cálculo da Pegada Ecológica para Minas Gerais

Uma vez descritos a metodologia da Pegada Ecológica e os biomas predominantes do estado de Minas Gerais, esta seção tem por objetivo a descrição e a análise dos resultados da aplicação da metodologia da Pegada Ecológica do consumo do território mineiro para este estado. O cálculo foi feito para o ano de 2008, pois a base para o cálculo da Pegada Ecológica são os dados de consumo fornecidos pela Pesquisa do Orçamento Familiar (POF)<sup>14</sup>, cujos resultados mais recentes são para o biênio de 2008-9. A partir deste cálculo, chegou-se ao resultado de uma Pegada total para o estado de Minas Gerais de 92.275.819,73 hectares globais, o que corresponde a uma Pegada *per capita* de 4,79 hectares globais. O estado de Minas Gerais tem uma área total de 58.838.400 hectares. O fato de sua Pegada Ecológica ser superior a sua área pode dar a entender à primeira vista que o estado é ecologicamente deficitário: porém, esta comparação é descabida, pois para tal é necessário calcular a biocapacidade do estado em termos de hectares globais, pois a Pegada Ecológica também está nestes termos. Do contrário, se estaria comparando duas coisas diferentes. Em uma comparação mais adequada, a Pegada Ecológica *per capita* do Brasil em 2007 foi de 2,91 hectares globais, enquanto a média global é foi 2,7 hectares globais por pessoa.

Nas próximas seções, serão apresentados os resultados obtidos para cada tipo de uso da terra, mostrando-se em primeiro lugar a Pegada Ecológica e depois a

<sup>14</sup> A Pesquisa do Orçamento Familiar “obtem informações gerais sobre domicílios, famílias e pessoas, hábitos de consumo, despesas e recebimentos das famílias pesquisadas, tendo como unidade de coleta os domicílios. Atualiza a cesta básica de consumo e obtém novas estruturas de ponderação para os índices de preços que compõem o Sistema Nacional de Índices de Preços ao Consumidor do IBGE e de outras instituições” (IBGE, 2012).

biocapacidade da região estudada. Por fim, será exibido o saldo ecológico do estado, como resultado da comparação entre a Pegada (demanda por serviços do capital natural) e a biocapacidade (oferta de serviços do capital natural).

### **3.4.1 Pegada ecológica do consumo de alimentos**

A Pegada Ecológica do consumo de alimentos corresponde à necessidade de terras para a produção destes, unindo, portanto, os três primeiros tipos de uso da terra definidos pela metodologia: terras agrícolas, pastos e áreas de pesca.

Para realizar o cálculo, foram retirados os dados de consumo alimentar da POF de 2008-9, que estima por meio de amostragem, e tem como unidade base os domicílios, ou seja, a aquisição de alimentos no domicílio para a alimentação familiar. Por meio deste processo, a POF fornece estimativas do consumo *per capita* dos alimentos consumidos pela população. Para o cálculo da pegada ecológica deste consumo, o consumo *per capita* foi multiplicado pela população de Minas Gerais no ano de 2007, que totalizava 19.273.506 habitantes, uma vez que não houve contagem da população nos anos de 2008 e 2009<sup>15</sup>.

Os mais de 1.121 itens alimentares citados pelos participantes da amostra foram agrupados em 17 grupos de alimentos pela POF. Para o cálculo da Pegada Ecológica, esses 17 grupos foram reduzidos para 16, seguindo o procedimento de Cervi (2008), em seu cálculo da Pegada Ecológica para a cidade do Rio de Janeiro.

O procedimento aludido acima foi realizado de forma a permitir a aplicação da metodologia da Pegada Ecológica, e a modificação feita foi agrupar as vísceras dos animais juntamente ao consumo de outras carnes, uma vez que não é possível produzir vísceras sem produzir carne. Para que se possa colocar todos os dados na mesma unidade de medida (o hectare global), a metodologia exige que se calcule o rendimento da produção de carnes por hectare, o que se tornou possível após a adoção da agrupação mencionada.

Novamente em consonância com o procedimento de Cervi (2008), os grupos remanescentes foram reorganizados e seus subgrupos agregados de acordo com a

---

<sup>15</sup> Há uma estimativa do IBGE para a população do estado de Minas Gerais em 2008 (colocar o valor dessa estimativa), porém esta ultrapassa a população efetiva de 2010 em quase 300 mil pessoas. Para evitar algum tipo de dúvida com relação à acurácia da estimativa do ano de 2008, optou-se por utilizar o dado de 2007.

similitude das matérias primas e das produtividades médias. Por exemplo, os diversos tipos de feijão foram agregados em uma única variável “*feijão*”, uma vez que os dados disponíveis para rendimento por hectare da produção de feijão não especificam a produtividade de cada tipo de feijão. Outro exemplo foi a junção de couve-flor e brócolis na mesma variável, desta vez seguindo os dados fornecidos pela FAO que os agregam. Diversos procedimentos de reorganização deste tipo foram realizados e são detalhados nos apêndices 1 e 2.

Para se avaliar a quantidade de recursos demandados devido ao desperdício no transporte, armazenamento e processamento, segue-se o procedimento de Leite e Viana (2001), que ao calcularem a Pegada Ecológica da região metropolitana de Fortaleza-CE estimaram um desperdício de 30% do total da produção de alimentos. Embora se possa alegar que o desperdício não seja uma demanda real de serviços ecossistêmicos, ele deve ser incluído no cálculo da Pegada, pois sua eliminação implica custos, não sendo automática. A eliminação do desperdício por meio de melhora nas condições de transporte e armazenamento dos alimentos se apresenta como mais um obstáculo à redução da Pegada Ecológica.

Obtidos o consumo *per capita* de alimentos e a população total do estado, partiu-se para o próximo passo do cálculo da Pegada Ecológica, que consiste em dividir a quantidade total consumida pela população de cada tipo de alimento pela produtividade média mundial por hectare deste alimento. Isto se dá para que a demanda por cada tipo de alimento possa ser calculada em termos de hectares globais, havendo assim base para comparações tanto dentro quanto fora do país. A produtividade média mundial para cada tipo destes alimentos é fornecida pela base de dados FAOSTAT, da FAO, estando listadas no apêndice 2.

Alguns casos merecem um olhar mais próximo. Nos casos dos produtos da pecuária (carne, leite, lã, ovos, laticínios e manteiga), não há dados para o seu rendimento mundial por hectare para cada tipo de animal. O procedimento adotado foi o de somar a produção de cada tipo de carne e dividi-las pela área total de pastos (uma vez que não há dados para pastagem por espécie de animal). Da mesma forma, a produção de produtos primários da pecuária, nominalmente leite, lã e ovos, também foi somada e dividida pela área total de pastagem. Por fim, somou-se a produção de produtos processados da pecuária, ou seja, manteiga e laticínios, e novamente se dividiu pela área total de pasto. Essa foi a forma encontrada de se obter a produtividade destes produtos em termos de hectares de pasto.

O cálculo da Pegada do consumo de bebidas foi feito tendo como base apenas vinho e cerveja, os únicos para os quais havia dados de produção mundial na FAO. Esta produção foi então dividida pela área total somada de produção de cevada e uvas vinícolas. Já a Pegada do consumo de sais e condimentos foi calculada tendo como base a produtividade média mundial na produção de pimenta, uma vez que a categoria condimentos é muito ampla e heterogênea, e que sal não faria sentido, por ser um minério e não um produto de origem animal ou vegetal, não entrando portanto em cálculos de biocapacidade e consequentemente nos de Pegada Ecológica.

Alguns produtos, como palmito, o urucum, e a pupunha, não possuem dados de rendimento médio por hectare na FAO. Assim, para estes produtos foi utilizado o rendimento médio nacional, fornecido pela PAM, tendo, portanto como hipótese implícita de que o rendimento médio mundial seja igual ao doméstico. Esta não é uma hipótese muito realista, mas dada a indisponibilidade destes dados é o que melhor se pode fazer para incluí-los no cálculo da Pegada.

Merece atenção ainda, o caso das farinhas, féculas e outros produtos industrializados derivados da produção agrícola. Para estes, novamente não há dados mundiais de rendimento por hectare. Mesmo a obtenção destes dados para o Brasil é muito difícil, uma vez que não é usual utilizar a produtividade de produtos industriais em termos de hectares. No caso da farinha de trigo e de mandioca e da fécula de mandioca, foram obtidas estimativas dos coeficientes técnicos em termos de matérias-primas juntamente a associações de produtores, e estes então foram aplicados sobre a produtividade da matéria-prima de forma a obter uma estimativa da produtividade em termos de hectares destes produtos.

Para os derivados de milho, foram utilizadas as produtividades obtidas por Cervi (2008), ponderadas pelo rendimento do milho por hectare no estado de Minas Gerais, uma vez que as produtividades levantadas pelo trabalho junto a EMBRAPA se referiam ao país como um todo. Para massas, panificados e bolos novamente foram utilizados os dados levantados por Cervi (2008).

No caso dos pescados, o rendimento médio mundial por hectare foi retirado do trabalho de Cindin e Silva (2004), que o obtém pela divisão da produção total de pescados pela área total bioprodutiva marinha, chegando a 33,1 kg de pescado por hectare de mar produtivo, enquanto os dados para o estado de Minas Gerais foram retirados dos Indicadores de Desenvolvimento Sustentável do IBGE.

O terceiro e último passo do cálculo da Pegada é a multiplicação da demanda por alimentos em termos de hectares por um fator de equivalência, que busca equalizar a produtividade dos diferentes tipos de uso de terra. Estes fatores de equivalência são fornecidos pelos próprios autores da metodologia, e são apresentados no apêndice 4. Com isso, tem-se a demanda por biocapacidade para cada tipo de alimento em termos de hectares globais, bastando agora somá-los para obter a Pegada Ecológica do consumo de alimentos. Para Minas Gerais, a Pegada Ecológica total do consumo de alimentos foi de 19.996.617,46 hectares globais, ou seja: para alimentar esta população, considerando a média mundial da bioprodutividade da terra, seria necessária essa quantidade de hectares produzindo alimento. A tabela 3 abaixo traz essas informações de forma pormenorizada:

Tabela 3 – Pegada Ecológica do consumo de alimentos no estado de Minas Gerais em 2008

<b>Tipo de uso da terra</b>	<b>Pegada total por tipo de uso da terra (gha)<sup>16</sup></b>	<b>Pegada <i>per capita</i> por tipo de uso da terra (gha/pessoa)</b>	<b>Participação relativa da Pegada por tipo de uso da terra no total da Pegada para alimentos (%)</b>
<b>Produtos Agrícolas</b>	5.267.126,14	0,2733	26,34
<b>Produtos Pecuários</b>	14.303.219,93	0,7421	71,53
<b>Pescados</b>	426.271,39	0,0221	2,13
<b>TOTAL</b>	19.996.617,46	1,0375	100

Fonte: Elaboração própria.

Este quadro já permite demonstrar o quanto o consumo de derivados de animais exige do planeta em termos de serviços ecossistêmicos: enquanto o consumo médio *per*

<sup>16</sup> Chegou-se a este resultado dividindo-se a quantidade total consumida pela população de Minas Gerais (no ano de 2007, conforme explicado acima) de cada produto alimentício pela produtividade média mundial do mesmo e multiplicando-se pelo fator de equivalência correspondente para o tipo de uso de terra considerado, e por fim somando-se os resultados desse processo para cada produto alimentício consumido.

*capita* de produtos agrícolas soma 222,05 quilos por ano e o de produtos pecuários apenas 89,81 quilos por ano, a Pegada dos produtos pecuários é 2,72 vezes maior do que a dos produtos agrícolas. Se considerarmos apenas o consumo de carne, cuja quantidade *per capita* 33,15 quilos por ano, sua Pegada *per capita* é de 0,26 hectares globais, sendo quase a mesma de todos os produtos agrícolas somados, cujo consumo em termos quantitativos, ou seja, o consumo dos produtos em termos de massa (kg), é apenas 14,9% do consumo de produtos agrícolas. Isto se dá devido ao fato da pecuária necessitar de muito mais recursos naturais para produzir uma determinada quantidade de calorias do que a agricultura. Para efeito de comparação, os dados da FAO utilizados nesta dissertação mostram uma produtividade média mundial de 84,05 kg/ha/ano para a produção de carnes, enquanto a produtividade média mundial de um grão como o arroz, por exemplo, é de 4.310 kg/ha/ano.

### **3.4.2 Consumo de produtos florestais**

O consumo de produtos florestais se divide em três categorias: consumo de madeira para habitação e utensílios, para produção de calor e o consumo de papel.

O consumo de madeira para habitação e utensílios foi obtido no relatório DOF, do IBAMA, que considera apenas a madeira certificada. Isto é um problema para o cálculo da Pegada Ecológica, pois a subestima por não considerar a madeira irregularmente extraída. Porém, exatamente por ser uma extração clandestina, não há como quantificá-la. O mesmo problema se apresenta para madeira para produção de calor, pois os dados foram retirados do mesmo relatório. O consumo de madeira para habitação e utensílios corresponde aos dois primeiros itens do relatório, madeira em tora e madeira serrada, enquanto a madeira calorífica corresponde aos itens 3 e 4 do relatório, nominalmente lenha e carvão vegetal.

Quanto ao consumo de papel, não há dados para o estado de Minas Gerais. A obtenção deste consumo foi obtida, portanto, de forma indireta: o relatório Conjuntura BRACELPA traz o consumo de papel para o Brasil em 2008, que foi de 8.041.000 toneladas. A quantidade foi então dividida pela população total do país na estimativa do IBGE para 2008, que foi de 191.543.237 habitantes, para obtenção de uma medida *per capita* deste consumo. O consumo de papel *per capita* foi então calculado em 45,8 quilos por ano.

Uma vez obtidos os dados, seguiu-se o mesmo procedimento descrito anteriormente para o cálculo da Pegada Ecológica, dividindo-se o consumo total pelo rendimento médio em hectares das florestas e então multiplicando-se pelo fator de equivalência para as florestas. O resultado foi uma Pegada Ecológica total de 26.828.840,33 hectares globais e uma Pegada *per capita* de 1,39 hectares globais. Os resultados são pormenorizados na tabela 4 abaixo:

Tabela 4 – Pegada Ecológica dos produtos florestais no estado de Minas Gerais em 2008

<b>Produto Florestal</b>	<b>Pegada total (gha)</b>	<b>Pegada <i>per capita</i> (gha/pessoa)</b>	<b>Participação relativa da Pegada do produto sobre o total dos produtos florestais (%)</b>
<b>Madeira para construção e utensílios</b>	1.362.203,21	0,0707	5,08
<b>Madeira para produção de calor</b>	14.056.753,2	0,7293	52,39
<b>Papel</b>	11.409.883,92	0,5929	42,53
<b>TOTAL</b>	26.828.840,33	1,3929	100

Fonte: Elaboração própria

Como se pode ver, há uma grande desproporção entre a Pegada relacionada a madeira para construção e utensílios e a dos outros produtos florestais. Uma explicação possível é a de que, por considerar apenas a madeira *in natura* certificada pelo IBAMA, além do problema da madeira clandestina, há o problema de que não há dados para o consumo (em termos físicos, quantidades) de madeira na forma de móveis e outros produtos cuja matéria prima é madeira. Assim, a Pegada Ecológica dos produtos florestais fica subestimada por escassez de dados.



### 3.4.3 Área Urbana

A área urbana do estado de Minas Gerais precisa ser considerada no cálculo da Pegada por se tratar de certa forma de um custo de oportunidade: a área utilizada pelas cidades é uma área que deixou de ser usada para produção agropecuária ou de produtos florestais. A metodologia considera que a bioprodutividade das áreas urbanas é igual a das áreas agrícolas, uma vez que as cidades costumam surgir em terrenos férteis, em função da ocupação agrícola (WACKERNAGEL *et. al.*, 2005). O cálculo da biocapacidade das áreas urbanas segue exatamente a mesma fórmula: desta forma, o saldo ecológico para as áreas urbanas é sempre zero (pois a Pegada é sempre igual a biocapacidade para as áreas urbanas), motivo pelo qual não serão tratadas na seção referente a biocapacidade de Minas Gerais.

A área urbana total de Minas Gerais é fornecida pelo Inventário GEE, e totaliza 294.192 hectares, ou 2.941,92 quilômetros quadrados, no ano de 2005. Uma vez conhecida a área, esta foi dividida pela média do rendimento médio mundial por hectare dos produtos agrícolas considerados, seguindo a metodologia conforme descrita acima. Após a multiplicação pelo fator de equivalência, chegou-se ao resultado de que a Pegada Ecológica das áreas urbanas de Minas Gerais totaliza 606.964,84 hectares globais, sendo a Pegada *per capita* de 0,03 hectares globais.

### 3.4.4 Emissões de gases do efeito estufa

Os dados para emissões de gases do efeito estufa, medidos em toneladas de gás carbônico equivalente<sup>17</sup> foram retirados do Inventário GEE, divulgado pela Fundação Estadual do Meio Ambiente do estado de Minas Gerais com base em dados produzidos pela Universidade Federal de Lavras (UFLA). Os dados são de 2005, porém são os mais recentes disponíveis.

A Pegada Ecológica total calculada para as emissões de gases do efeito estufa foi de 44.843.397,11 hectares globais e a Pegada *per capita* foi de 2,33 hectares globais. O

---

<sup>17</sup> O dióxido de carbono equivalente é a medida utilizada para calcular as emissões, usando-o como denominador comum para os vários tipos de gases que provocam o efeito estufa, ponderando cada gás pelo seu respectivo potencial de aquecimento global (FEAM, 2008).

cálculo foi feito tomando o total das emissões de gases do efeito estufa do estado de Minas Gerais em toneladas de carbono equivalente e dividindo-o pela capacidade média regional de sequestro de carbono por hectare, na mesma medida, e por fim multiplicando-se pelo fator de equivalência correspondente. A Pegada relacionada às emissões representa uma alta proporção da Pegada total da população do estado, correspondendo a 48,6% desta. Devido a seu grande peso na demanda por biocapacidade do estado, na tabela 5 abaixo se apresenta a desagregação deste resultado, com o fim de prover mais subsídios para a análise:

Tabela 5 – Pegada Ecológica das emissões de carbono

<b>Setor</b>	<b>Pegada total (gha)</b>	<b>Pegada <i>per capita</i> (gha/pessoa)</b>	<b>Participação relativa do setor na Pegada das emissões (%)</b>
<b>ENERGIA</b>	16.540.104,31	0,8582	36,88
<b>Autoconsumo do setor energético</b>	591.520,42	0,03069	1,31
<b>Consumo final energético</b>	15.158.321,66	0,7865	33,8
<b>Residencial</b>	870.648,9	0,04517	1,94
<b>Comercial</b>	72.326,12	0,0038	0,16
<b>Público</b>	32.169,26	0,0017	0,07
<b>Agropecuário</b>	606.985	0,0315	1,35
<b>Transportes - total</b>	6.046.397,86	0,3137	13,48
<b>Rodoviário</b>	5.816.106,83	0,3018	12,97
<b>Ferrovário</b>	130.901,89	0,0068	0,29
<b>Aéreo</b>	99.352,67	0,0052	0,22
<b>Hidroviário</b>	0	0	0
<b>Indústria – consumo de energia</b>	7.529.794,51	0,3907	16,79
<b>PROCESSOS INDUSTRIAIS E USO DE PRODUTOS</b>	2.584.628,37	0,1341	5,76

<b>Minerais não-metálicos</b>	2.127.073,58	0,1104	4,74
<b>Indústria química</b>	111.461,73	0,0058	0,25
<b>Minerais metálicos</b>	346.093,06	0,018	0,77
<b>AGRICULTURA, FLORESTAS E USO DO SOLO</b>	23.058.682,67	1,1964	51,42
<b>Outros usos do solo</b>	8.861.864,36	0,4598	19,76

<b>Setor</b>	<b>Pegada total (gha)</b>	<b>Pegada <i>per capita</i> (gha/pessoa)</b>	<b>Participação relativa do setor na Pegada das emissões (%)</b>
<b>Fermentação entérica (pecuária)</b>	9.500.508	0,4929	21,19
<b>Manejo de dejetos (pecuária)</b>	3.673.203,93	0,1906	8,19
<b>Cultivo de arroz</b>	49.238,66	0,0026	0,11
<b>Queima da cana-de-açúcar</b>	36,47	Ínfimo	Ínfimo
<b>Uso de fertilizante nitrogenado</b>	629.561,84	0,0327	1,4
<b>Uso de calcário e dolomita</b>	344.232,93	0,0179	0,77
<b>RESÍDUOS</b>	2.659.981,76	0,138	5,93
<b>Resíduos sólidos urbanos</b>	1.088.648,51	0,0565	2,43
<b>Resíduos sólidos industriais</b>	640.941,44	0,0333	1,43
<b>Esgotos domésticos e comerciais</b>	627.191,09	0,0325	1,4

<b>Efluentes industriais</b>	303.200,72	0,0157	0,68
<b>TOTAL</b>	44.843.397,11	2,3267	100

Fonte: Elaboração própria

Pode-se ver, a partir dos dados desagregados, que a maior parte da Pegada Ecológica das emissões de gases do efeito estufa está no setor de Agricultura, Florestas e outros usos do solo, representando 51,42% da Pegada das emissões. Dentro desse setor, ressalta-se a contribuição da pecuária, uma vez que a fermentação entérica (emissões de metano por meio dos flatos do gado) corresponde a 21,19% da Pegada das emissões e o manejo de dejetos da pecuária representa outros 8,19% da Pegada das emissões. O setor outros usos do solo, por sua vez, tem suas emissões principalmente ligadas à conversão de mata nativa para a pecuária (FEAM, 2008). Assim, a participação da pecuária sobre o total da Pegada das emissões chega a 49,14%.

Outro setor importante na Pegada das emissões é o setor de energia, com 36,88% do total. Dentro desse setor, os subsetores de maior impacto são: o de transporte rodoviário, com 12,97% do total da Pegada das emissões, contra apenas 0,29% do transporte ferroviário, o que mostra em parte o custo ambiental pela opção pelo modal rodoviário de transporte feito no passado, sendo que a malha rodoviária do estado de Minas Gerais é a maior do Brasil (GOVERNO DE MG, 2012); e o consumo de energia por parte da indústria, com 16,79% do total.

Os setores de resíduos e de processos industriais tem uma participação pequena, contando juntos com apenas 10,69% da Pegada das emissões. Todavia, não se deve esquecer de que estão sendo consideradas apenas as emissões de gases do efeito estufa, e não outros poluentes que, apesar de não contribuírem com o aquecimento global, também degradam o meio-ambiente.

Tabela 6 – Resumo dos resultados da Pegada Ecológica

<b>Uso da Terra</b>	<b>PE total (gha)</b>	<b>PE <i>per capita</i> (gha/pessoa)</b>
Produtos Agrícolas	5.267.126,14	0,2733
Produtos Pecuários	14.303.219,93	0,7421
Pescados	426.271,39	0,0221
Produtos florestais	26.828.840,33	1,3929
Emissões de GEE	44.843.397,11	2,3267
Área urbana	606.964,84	0,03
<b>TOTAL</b>	<b>92.275.819,73</b>	<b>4,79</b>

Fonte: Elaboração própria

### 3.5 Os Resultados do Cálculo da Biocapacidade de Minas Gerais

Nessa seção, serão apresentados os resultados do cálculo da biocapacidade de Minas Gerais. Como visto anteriormente, se a Pegada Ecológica é a demanda por serviços do capital natural, a biocapacidade pode ser entendida como a oferta. A biocapacidade total do estado foi calculada em 214.968.434,57 hectares globais, o que resulta em uma biocapacidade *per capita* de 11,15 hectares globais no ano de 2008. Para efeito de comparação, a biocapacidade *per capita* do Brasil foi, em 2007, de 8,98 hectares globais, enquanto a média global foi de 1,78 hectares globais por pessoa (EWING *et. al.*, 2010b), o que mostra a relativa riqueza de recursos naturais tanto do país quanto do estado de Minas Gerais.

Assim como na seção anterior, na qual foram apresentados os resultados da Pegada Ecológica, esta seção será dividida em subseções conforme o tipo de uso da terra. Apenas as áreas urbanas não serão apresentadas, pelos motivos descritos na subseção referente a Pegada Ecológica das mesmas.

#### 3.5.1 Biocapacidade das áreas produtoras de alimentos

A biocapacidade do estado de Minas Gerais para as áreas agrícolas foi calculada majoritariamente com os dados da PAM, para o ano de 2008. Em alguns casos, os únicos dados disponíveis eram do Censo Agropecuário de 2006. Embora essa

discrepância de períodos possa gerar alguma distorção, esta ainda é menor do que se incorreria num cenário em que os produtos fossem simplesmente ignorados.

A área de produção agrícola no estado de Minas Gerais somou 4.754.279 hectares, somando-se as áreas obtidas na Pesquisa Agrícola Municipal (PAM) e no Censo Agropecuário, respectivamente dados dos anos de 2008 e 2006. Em termos de biocapacidade, as áreas agrícolas de Minas Gerais possuem 15.529.498,28 hectares globais, o que representa 7,22% do total da biocapacidade. Em termos *per capita*, a biocapacidade agrícola de Minas Gerais é de 0,81 hectares globais.

O processo de cálculo da biocapacidade, conforme descrito anteriormente, se dá ponderando o rendimento médio por hectare na região estudada pelo rendimento médio mundial por hectare. A partir disso, é possível identificar o quanto a região é bioprodutiva em relação a média mundial. Por fim, esse fator de produtividade é multiplicado pela área produtiva e pelo fator de equivalência para aquele tipo de uso do solo. No caso de Minas Gerais, para a maioria dos produtos o rendimento por hectare é maior que a média mundial. Os dados são pormenorizados no apêndice 3, enquanto os fatores de equivalência são apresentados no apêndice 4.

A biocapacidade das áreas de pecuária foi calculada com base na Pesquisa Pecuária Municipal (PPM), utilizando-se do mesmo processo de agregação descrito na seção 3.4.1: como não há dados para as áreas de pasto por animal, a produção de carne foi somada e dividida pelo total de pastos, 10.826.454 hectares, para se obter o rendimento por hectare. Da mesma forma, foram somados os produtos derivados de animais. O resultado foi uma biocapacidade das áreas de pecuária de 25.400.094,31 hectares globais, sendo a biocapacidade *per capita* de 1,32 hectares globais. Dessa forma, a biocapacidade das áreas de pecuária corresponde a 11,82% da biocapacidade total do estado.

A biocapacidade das águas onde há pesca foi calculada com base nos dados de produção total fornecidos pelos Indicadores de Desenvolvimento Sustentável do IBGE, e na área alagada total do estado, retirada do Inventário GEE. A biocapacidade das áreas produtoras de pescado foi calculada em 198.062,9 hectares globais, com uma biocapacidade *per capita* de 0,0103 hectares globais, representando 0,09% da biocapacidade total. A razão desta proporção tão baixa é a ausência de áreas litorâneas no estado, o que resume sua área produtora de pescado aos rios e lagos, que é de apenas 588.384 hectares, conforme o Inventário GEE.

### 3.5.2 Biocapacidade das florestas

Nesta seção será tratada a biocapacidade das florestas de Minas Gerais. Primeiramente para os produtos florestais, ou seja, para os serviços de provisão do capital natural (conforme definidos no capítulo 1), nominalmente fornecimento de madeira para construção, para produção de calor e de celulose para produção de papel. O serviço de regulação denominado sequestro de carbono será analisado em seguida.

A área de floresta produtora de produtos florestais no estado de Minas Gerais foi 2.032.824 hectares no ano de 2008. Os dados para produtos florestais foram retirados da Pesquisa da Extração Vegetal e Silvicultura (PEVS) do IBGE. A biocapacidade das florestas para os produtos florestais é de 18.840.959,43 hectares globais, com uma biocapacidade *per capita* de 0,98 hectares globais, representando assim 8,76% da biocapacidade total do estado. A biocapacidade dos produtos florestais se concentra principalmente na produção de papel e de madeira para produção de calor, cada uma dessas representando respectivamente 33,31% e 65,22% da biocapacidade dos produtos florestais.

A área de floresta em Minas Gerais considerada cálculo da biocapacidade para o sequestro de carbono é de 20.969.329,2 hectares (no ano de 2005, dados retirados do Inventário GEE), somando as áreas remanescentes de Cerrado, Mata Atlântica e Caatinga com as florestas plantadas pelo homem, como as florestas de eucalipto. Deste total, a Mata Atlântica respondia por 7.488.005 hectares, o Cerrado e a Caatinga<sup>18</sup> por 12.314.057 hectares e as florestas plantadas por 1.167.267,3 hectares. Note-se que algumas dos ecossistemas pertencentes aos biomas Cerrado e Caatinga não são propriamente florestas, mas foram, porém, considerados como tal para efeito do cálculo da capacidade de sequestro de carbono, pois, devido a sua biodiversidade, retêm estoques de carbono muito superiores às áreas destinadas a agropecuária.

Quanto ao sequestro de carbono, a biocapacidade de Minas Gerais foi calculada em 153.807.277,5 hectares globais, com uma biocapacidade *per capita* de 7,98 hectares globais, representando 71,55% da biocapacidade total do estado. Este valor tão alto se dá em função da grande capacidade de sequestro de carbono das florestas tropicais, uma vez que elas tanto crescem mais rapidamente do que suas contrapartes das regiões de clima temperado como sequestram uma quantidade muito grande de carbono.

---

<sup>18</sup> Os dados fornecidos pelo Inventário GEE não permitem diferenciar entre Cerrado e Caatinga.

Para o que se diz acima pode-se utilizar a comparação entre o Brasil, um país com grande área de floresta tropical, e a Rússia, um país com grande área de floresta temperada. No ano de 2005, enquanto o Brasil possuía uma área de floresta total de 477.698.000 hectares, a Rússia possuía 808.790.000 hectares: todavia, enquanto as florestas brasileiras mantêm um estoque de carbono total de 49.335 milhões de toneladas de carbono, as florestas russas mantêm um estoque de apenas 32.210 milhões de toneladas (FAO, 2006)<sup>19</sup>. Dessa forma, a bioprodutividade das florestas mineiras em sequestro de carbono é 5,82 vezes maior do que a média mundial, o que leva a uma grande biocapacidade no que tange a este serviço de regulação do capital natural.

Tabela 7 - Resumo dos resultados da biocapacidade

<b>Uso da Terra</b>	<b>Biocapacidade total (gha)</b>	<b>Biocapacidade <i>per capita</i> (gha/pessoa)</b>
Agricultura	15.529.498,28	0,81
Pecuária	10.826.454	1,32
Pescados	198.062,9	0,0103
Produtos florestais	18.840.959,43	0,98
Sequestro de carbono	153.807.277,5	7,98
Área urbana	606.964,84	0,03
<b>TOTAL</b>	<b>214.968.434,57</b>	<b>11,15</b>

Fonte: Elaboração própria

### 3.6 Saldo Ecológico e Discussão dos Resultados

Conforme visto anteriormente, uma vez obtidos os resultados da Pegada Ecológica e da biocapacidade, pode-se calcular o saldo ecológico da região, sendo este igual à diferença entre a biocapacidade e a Pegada Ecológica da região. A partir do saldo ecológico, é possível avaliar se a região está em déficit ecológico, situação em que

<sup>19</sup> Percebe-se que, embora a Rússia possua uma área de florestas cerca de 69,31% superior à área de florestas no Brasil, o estoque de carbono mantido por estas últimas é aproximadamente 53,17% superior ao que é estocado pelas florestas russas. Essas informações ainda permitem inferir que, em média, cada hectare de floresta tropical estoca 103,28 toneladas de carbono, contra apenas 39,82 para as florestas temperadas, no caso dos países considerados.



a população da região está consumindo mais serviços ecossistêmicos do que a região é capaz de fornecer.

No caso de Minas Gerais, a aplicação da equação 3 se dá da seguinte forma:

$$\text{Equação 3: Saldo Ecológico} = \text{Biocapacidade} - \text{Pegada Ecológica}$$

$$214.674.242,57 - 92.275.819,73 = \text{Saldo Ecológico} = 122.398.422,84$$

O estado de Minas Gerais possui, portanto, um superávit de 122.398.422,84 hectares globais. Isto significa que o estado possuía em 2008 biocapacidade suficiente para fazer frente a toda sua demanda por serviços ecossistêmicos (representada pela Pegada Ecológica) e ainda poderia prover serviços para regiões deficitárias. Em termos *per capita*, o superávit ecológico de Minas Gerais é de 6,35 hectares globais, enquanto em termos relativos, a população de Minas Gerais utiliza apenas 42,99% da biocapacidade do estado. O resultado do cálculo apresentados nas seções anteriores é resumido na tabela 8:

Tabela 8 - Resumo dos resultados

	<b>Pegada Ecológica</b>	<b>Biocapacidade</b>	<b>Saldo Ecológico</b>
<b>Agrícola total</b>	5.267.126,14	15.529.498,28	10.262.372,14
<b>Agrícola <i>per capita</i></b>	0,2733	0,8057	0,5324
<b>(%) do Agrícola no total</b>	5,71	7,22	8,38
<b>Pecuária total</b>	14.303.219,93	25.400.094,31	11.096.874,38
<b>Pecuária <i>per capita</i></b>	0,7421	1,3179	0,5758
<b>(%) da pecuária no total</b>	15,5	11,82	9,07
<b>Pescados total</b>	426.271,39	198.062,90	-228.208,49
<b>Pescados <i>per capita</i></b>	0,0221	0,0103	-0,0118
<b>(%) dos pescados no total</b>	0,46	0,09	-0,19

<b>Produtos florestais total</b>	26.828.840,33	18.840.959,43	-7.987.880,90
<b>Produtos florestais per capita</b>	1,392	0,9776	-0,4144
<b>(%) dos produtos florestais no total</b>	29,07	8,76	-6,53
<b>Área urbana total</b>	606.964,84	606.964,84	0
<b>Área urbana per capita</b>	0,0315	0,0315	0
<b>(%) da área urbana no total</b>	0,66	0,14	0
<b>Emissões de GEE total</b>	44.843.397,11	153.807.277,50	108.963.880,39
<b>Emissões de GEE per capita</b>	2,3267	7,9802	5,6535
<b>(%) das emissões de GEE no total</b>	48,6	71,55	89,02
<b>Total absoluto</b>	92.275.819,73	214.674.242,57	122.398.422,84
<b>Total per capita</b>	4,7877	11,1536	6,3506

Fonte: Elaboração própria

A partir destes resultados, podemos chegar a algumas conclusões. Primeiro, que da mesma forma como o país como um todo, Minas Gerais é uma região privilegiada em termos de capital natural, representado aqui pela sua biocapacidade, cujo alto valor poderia sustentar uma população com o dobro do atual padrão de consumo sem que com isso se tornasse ecologicamente deficitária. A capacidade de suporte do estado, assim como do resto do país, é consideravelmente maior do que a média mundial.

Outra característica que aparece quando da análise da Pegada e da biocapacidade de forma desagregada é o conflito entre uso da terra na pecuária e para sequestro de carbono. Enquanto a biocapacidade dos pastos de Minas Gerais é de 25.400.094,31 hectares globais, as emissões de gases do efeito estufa relacionadas a essa atividade tem uma Pegada Ecológica de 22.035.576,29 hectares globais. Assim, o superávit ecológico da pecuária é de apenas 3.364.518,02 hectares globais, correspondendo a apenas 2,75% do superávit ecológico do estado, mesmo sendo sua biocapacidade equivalente a

11,83% do total. Considerando a bioprodutividade de cada tipo de uso de terra, constatamos que a pecuária tem uma bioprodutividade 1,79 vezes maior que a média mundial para produção de carne e 3,31 para produção de outros produtos da pecuária, enquanto a bioprodutividade do seqüestro de carbono do estado é 5,82 vezes maior do que a média mundial para o mesmo uso de terra. Devido a isto, um hectare efetivo de pasto em Minas Gerais corresponde, em média, a 2,35 hectares globais de biocapacidade, enquanto cada hectare de floresta corresponde, em média, a 7,33 hectares globais de biocapacidade. Tendo em vista a bioprodutividade média, pode-se afirmar que a substituição de um hectare de pasto por um hectare de floresta aumenta a biocapacidade do estado em 5,98 hectares globais. Isso se dá em decorrência dos fatos apresentados na seção 3.5.2. Para se ter um ideia, enquanto um hectare de Cerrado *strictu sensu* mantém um estoque de carbono de 159,87 toneladas de carbono por hectare, um hectare de pasto mantém um estoque de apenas 5 toneladas (FEAM, 2008).

A partir destes resultados, podemos constatar que os dados físicos, da Pegada Ecológica e da biocapacidade, mostram que o estado de Minas Gerais é mais eficiente no seqüestro de carbono do que na produção pecuária. Resgatando a teoria das vantagens comparativas (RICARDO, 1985)<sup>20</sup>, podemos afirmar que seria mais eficiente que se adquirisse produtos da pecuária de outras regiões com menor bioprodutividade no sequestro de carbono. Porém, a lógica do mercado aponta em outra direção: considerando o preço do quilo de carne na hora do abate de R\$ 6,40 (VALOR, 2012) para o Triângulo Mineiro em Novembro de 2012, e um rendimento médio de 150,66 kg de carne por hectare, temos um rendimento monetário de R\$ 964,33 por hectare de pasto. A esse preço, considerando a bioprodutividade de um hectare de floresta para o seqüestro de carbono no estado, para que houvesse a substituição de um hectare de pasto por um de floresta, o preço da tonelada de carbono no mercado precisaria ser R\$ 279,14. Em 2011, o preço da tonelada de carbono equivalente nos mercados de crédito de carbono estava em US\$ 9,2 (ICB, 2012). Considerando uma taxa de câmbio de R\$/US\$ 2,00, o preço da tonelada de carbono precisaria subir 1433,75% para tornar viável a substituição de pasto por floresta em Minas Gerais.

Isto ocorre porque o que é verdadeiro para a bioprodutividade em termos físicos não o é para a lógica de mercado, que responde a incentivos monetários. De acordo com

---

<sup>20</sup> A teoria das vantagens comparativas desenvolvida por David Ricardo postula que, mesmo que um país seja absolutamente mais produtivo do que outro em todas as atividades produtivas, ainda assim é vantajoso para este país obter os bens em que ele possui menor produtividade por meio do comércio internacional, especializando-se naquelas em que possui maior produtividade (RICARDO, 1985).

a teoria neoclássica, o mercado chega a um resultado ótimo: porém este ótimo é apenas do ponto de vista dos agentes que negociam no mercado, não sendo necessariamente ótimos para a manutenção do capital natural.

Aqui se pode identificar uma falha da economia ambiental neoclássica: para ela, o problema estaria apenas na precificação dos serviços ecossistêmicos. Mesmo um mercado relativamente desenvolvido como o de créditos de carbono não produz os resultados adequados do ponto de vista da sustentabilidade ecológica. Uma explicação possível para tal situação é oferecida por Jackson (2009), quando afirma que existem cinco tipos de eficiência: alocativa, a eficiência normalmente considerada pela teoria neoclássica, onde cada recurso encontra seu uso ótimo; inovadora, garantindo as bases para o desenvolvimento tecnológico; keynesiana, busca que a sociedade se aproxime o máximo possível do pleno emprego, social, que busca uma melhor distribuição de renda para aumentar a coesão social; e ecoeficiência, a eficiência no uso dos recursos naturais.

A partir desta diferenciação em tipos de eficiência, pode-se ver que a situação identificada acima para o estado de Minas Gerais corresponde a um conflito entre a eficiência alocativa e a ecoeficiência. A economia ambiental neoclássica, ao reduzir o problema da sustentabilidade à eficiência alocativa, facilita sua obtenção, ao menos na teoria. Na prática, os resultados apontam o contrário.

### **3.6 Discussão Metodológica**

A Pegada Ecológica, como metodologia de análise do grau de sustentabilidade de uma determinada região, possui pontos fortes e fracos. Nesta seção, eles serão discutidos.

Entre os pontos fortes, pode-se elencar o fato de a Pegada Ecológica ser um indicador físico, escapando da arbitrariedade inerente aos indicadores monetários, que dependem de técnicas de valoração ambiental. Outro ponto forte, relacionado a este primeiro, é o fato de a Pegada Ecológica só incluir em suas variáveis a dimensão ambiental, não misturando as dimensões social e econômica na análise da sustentabilidade. Desde o relatório Sen-Stiglitz-Fitoussi, de 2009, há um consenso entre os pesquisadores dos indicadores de sustentabilidade que o ideal é construir indicadores separados para cada dimensão, não tentando agregá-los em um único indicador (VEIGA, 2010).

Não obstante, a metodologia também tem suas limitações. Uma delas é o fato do cálculo tanto da Pegada quanto da biocapacidade serem feitos com base em médias mundiais. A média não é uma medida estatística muito adequada, uma vez que é muito influenciada por valores extremos, podendo não estar próxima dos valores observados. Usar médias para o mundo todo gera distorções no cálculo exatamente pela grande disparidade entre os países e biomas. É possível que a alta bioprodutividade em sequestro de carbono de Minas Gerais se deva, ao menos em parte, ao fato de ser ponderada pela média mundial, que é muito baixa devido a grandes áreas de biomas pouco produtivos em termos de biomassa, como estepes e tundras.

Outras falhas podem ser apontadas. A biocapacidade é calculada com base no rendimento corrente de cada tipo de uso da terra, não havendo consideração pela sustentabilidade da produção neste tipo de uso da terra. Um hectare de terra pode ter uma alta produtividade associada ao uso intenso de insumos químicos produzidos a partir de recursos não-renováveis, ou uma agricultura predatória que reduz a quantidade de nutrientes do solo, tendendo a esgotá-lo. Os dois casos resultariam em alta biocapacidade, mas não em um alto grau de sustentabilidade ecológica. Para uma região com baixa bioprodutividade em termos de sequestro de carbono e alta produtividade na produção agropecuária, para dar outro exemplo de falha da metodologia, a substituição de florestas por pastos e plantações aumentaria a biocapacidade, elevando o grau de sustentabilidade da região, o que não faz sentido, pois se reduzem os serviços ecossistêmicos. Uma falha reconhecida pelos próprios autores da metodologia é a subestimação da Pegada Ecológica, que “é subestimada por excluir consumo de água potável, erosão do solo, emissões de gases do efeito estufa que não o CO<sub>2</sub>, assim como impactos para o qual não há capacidade de regeneração (como poluição em termos de geração de dejetos, toxicidade, eutrofização, etc.)”<sup>21</sup> (EWING *et. al.*, 2010a).

Devido a estas falhas, os autores da metodologia têm enfatizado que a Pegada Ecológica de cada região tem de ser comparada a biocapacidade global, e não a local. Desta forma, a Pegada não pode ser entendida como um indicador do grau de sustentabilidade do local, e sim como indicador da contribuição da região para insustentabilidade global, o que reduz a utilidade do indicador para a governança ambiental local (VEIGA, 2010). Dentro dessa visão, pode-se dizer que a população do estado de Minas Gerais contribui significativamente com a depleção do capital natural

---

<sup>21</sup> Note-se que a questão dos outros gases do efeito estufa é resolvida no presente trabalho, devido a disponibilidade destes dados no Inventário GEE.

global, pois sua Pegada Ecológica no ano de 2008 foi 4,79 hectares globais *per capita*, enquanto a biocapacidade global no ano de 2007 (informação mais próxima disponível) foi 1,78 hectares globais *per capita* (EWING *et. al.*, 2010b), o que resulta em um déficit ecológico de 3,01 hectares globais *per capita*, sendo a Pegada do consumo da população de Minas Gerais no ano de 2008 169,1% superior a biocapacidade mundial *per capita*.

A interpretação descrita da Pegada Ecológica descrita acima é mais adequada ao fato dos ecossistemas não serem estanques, mas estarem integrados em uma biosfera maior. As emissões dos gases do efeito estufa, por exemplo, não ficam confinadas a região onde são emitidas, tendo efeito global. Assim, não importa que a capacidade local de sequestro de carbono seja superior a quantidade de gases de efeito estufa localmente emitidos (que é o caso de Minas Gerais, que possui um superávit ecológico em relação ao sequestro de carbono de 5,65 hectares globais *per capita*<sup>22</sup>): devido ao fato da Pegada Ecológica das emissões de gases do efeito estufa em Minas Gerais no ano de 2008 ter sido 2,33 hectares globais *per capita*, ela isoladamente já é maior que biocapacidade mundial *per capita* no ano de 2007. Dessa forma, os resultados do presente trabalho apontam para a necessidade de uma redução da escala do subsistema econômico (e a consequente pressão sobre os recursos naturais associada a atividade econômica), sob pena de continuar a contribuir para o aquecimento global, além de outros problemas decorrentes dos impactos danosos da atividade econômica. Uma comparação entre a Pegada Ecológica *per capita* do consumo da população do estado de Minas Gerais e a biocapacidade mundial *per capita* para cada uso da terra pode dar uma ideia melhor da situação e é apresentada na tabela 9 abaixo:

---

<sup>22</sup> O que também já aponta a falha da metodologia relacionada ao uso de médias mundiais como fator de ponderação do consumo, uma vez que, embora haja superávit ecológico para o sequestro de carbono, o estado de Minas Gerais teve emissões líquidas (emissões totais – sequestro de carbono) de 50.508.600 toneladas em 2005 (ano considerado no cálculo da Pegada) (FEAM, 2008).

Tabela 9 - Pegada Ecológica regional versus biocapacidade mundial

<b>Uso da terra</b>	<b>Pegada Ecológica <i>per capita</i> de Minas Gerais em 2008 (gha/pessoa)</b>	<b>Biocapacidade mundial <i>per capita</i> no ano de 2007 (gha/pessoa)</b>
<b>Produtos agrícolas</b>	0,27	0,59
<b>Produtos pecuários</b>	0,74	0,23
<b>Pescados</b>	0,02	0,16
<b>Áreas urbanas</b>	0,03	0,06
<b>Florestas (Produtos florestais + emissões de GEE)</b>	3,72	0,74
<b>TOTAL:</b>	<b>4,79</b>	<b>1,78</b>

Fonte: Elaboração própria com base em Ewing *et. al.*, 2010b.

Pode-se ver que o estado de Minas Gerais é superavitário, quando comparado com a biocapacidade global, nos pescados e nas áreas urbanas e agrícolas, cujos superávits ecológicos foram respectivamente 0,14, 0,04 e 0,32 hectares globais *per capita*. Todavia, estes números são ínfimos se comparados aos déficits nos outros tipos de uso da terra: para produtos pecuários e para os serviços ecossistêmicos providos pelas florestas<sup>23</sup> os déficits foram respectivamente 0,32, 0,51 e 0,74 hectares globais *per capita*. Assim, pode-se afirmar que a escala do consumo da população de Minas Gerais no ano de 2008 contribui para o desmatamento e a consequente perda de biodiversidade decorrente deste (pois há déficits tanto para produtos agrícolas como para pecuários, ou seja, haveria necessidade de se elevar a produção se todos no mundo passassem a consumir no mesmo nível da população de Minas Gerais) quanto para o aquecimento global. O déficit ecológico de Minas Gerais em relação ao mundo, quando se considera a Pegada Ecológica e biocapacidade em termos *per capita*, contribui para depleção do capital natural pelo sobreconsumo dos recursos, e, considerando as características de resiliência e não-linearidade dos ecossistemas, contribui para a mudança de estado na biosfera terrestre aludida por Barnosky *et. al.* (2012) (já vista na seção 1.5 do capítulo 1), que pode levar a grande perda de serviços ecossistêmicos, ou seja, de biocapacidade.

<sup>23</sup> Os produtos florestais foram considerados juntamente a capacidade de sequestro de carbono por não haver dados disponíveis para estes separadamente.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente trabalho foi desenvolvido no bojo da moderna preocupação com a manutenção dos ecossistemas com o objetivo de fornecer diretrizes para uma economia e uma sociedade mais sustentáveis, uma vez que a insustentabilidade destas ameaçam a manutenção de padrões de vida adequados no futuro. Nele buscou-se mensurar o grau de sustentabilidade ambiental do consumo da população do estado de Minas Gerais no ano de 2008, tendo por hipóteses que a Pegada Ecológica é um indicador adequada para tal aferição e que o consumo da população de Minas Gerais encontra-se acima da biocapacidade disponível, sendo portanto insustentável.

A metodologia da Pegada Ecológica, a despeito das suas falhas e da relativa indisponibilidade de dados para seu cálculo, nos fornece uma boa ferramenta para o diagnóstico da situação corrente do subsistema econômico. Como se pode ver, apesar da Pegada do consumo da população do estado de Minas Gerais no ano de 2008 estar dentro da sua própria biocapacidade (ou seja, o estado possui capital natural suficiente para fornecer serviços ecossistêmicos em um nível capaz de atender as necessidades da população do estado), não podemos considerar este resultado como se o estado estivesse completamente isolado do resto da biosfera.

Encarada como uma medida da contribuição do estado para a insustentabilidade do subsistema econômico em escala mundial, pode-se ver que o nível de consumo *per capita* da população de Minas Gerais se dá em um nível tal que gera uma pressão excessiva sobre os recursos da biosfera.

Dentro da visão da economia ecológica, que afirma a não-substituibilidade entre capital natural e capital produzido, tal resultado aponta para a necessidade da redução da escala do subsistema econômico da região. A Pegada Ecológica, na interpretação da economia ecológica, é uma medida da escala máxima sustentável do subsistema econômico.

Tal redução de escala pode ser feita de várias formas, sendo a mais óbvia a redução do consumo da população. Porém, é necessário atentar para o fato de que, apesar de algumas das áreas do estado apresentarem níveis de renda e consumo altos, há regiões ainda muito pobres, cuja população não consome em níveis suficientes para ter um padrão de vida adequado. Embora esta análise não possa ser feita no presente



trabalho, uma vez que os dados da Pesquisa do Orçamento Familiar não discriminam os dados de consumo pelas mesorregiões do estado, a desigualdade no interior do estado de Minas Gerais pode ser identificada por meio de outros indicadores disponíveis para estas subdivisões. O caminho para uma sociedade mais sustentável não deve apenas considerar a equidade intergeracional, ou seja, as necessidades das gerações futuras, mas também a equidade intrageracional, ou seja, as necessidades das pessoas no presente.

Entre as outras formas possíveis de redução da escala está o aumento da eficiência no uso dos recursos (ecoeficiência). Um sistema de transporte mais “limpo”, que utiliza-se menos combustíveis por tonelada de carga transportada reduziria as emissões associadas a ele e conseqüentemente a Pegada Ecológica destas emissões. A redução do desperdício no transporte e armazenamento de alimentos produziria o mesmo efeito, uma vez que seria necessária menos biocapacidade para sustentar o mesmo nível de consumo. Muitas outras medidas parecidas poderiam ser sugeridas, todas caminhando na mesma direção de reduzir a quantidade de recursos necessários para manter o mesmo nível de consumo. Porém, é necessário atentar que o aumento de eficiência no uso dos recursos possui limites físicos, não sendo esta forma de redução da escala, portanto, capaz de fazer frente a um aumento constante e ininterrupto do consumo.

Por fim, a última forma de redução da escala a ser aventada no presente trabalho é aquela definida no capítulo 1 como redução da escala horizontal do subsistema econômico, ou seja, redução da população. Todavia, tal medida necessita muita cautela em sua aplicação, sob pena de se tornar uma medida autoritária. Além disso, uma redução muito forte da natalidade tem como resultado a redução da quantidade da população economicamente ativa em relação ao total da população, o que pode trazer problemas.

O estado de Minas Gerais pode ser considerado privilegiado por sua dotação de recursos naturais, quando comparado a média mundial. Porém, isto não pode servir de desculpa para a promoção de um crescimento ininterrupto. Os efeitos da pressão sobre os ecossistemas associada ao consumo da população do estado contribui para a mudança de estado da biosfera, que pode levá-la até o ponto de ruptura, situação na qual haveria perda de serviços ecossistêmicos tanto no estado quanto no mundo como um todo. Torna-se premente a adoção de medidas para redução da escala do subsistema

econômico, sob pena de se sacrificar o desenvolvimento alcançado até agora, levando a uma condição muito pior no futuro.

## REFERÊNCIAS

ABRAMOVAY, R. Desenvolvimento Sustentável: qual a estratégia para o Brasil? **Novos Estudos** 87, pp. 97-113, 2010.

AMAZONAS, Maurício de Carvalho. **Economia Ambiental Neoclássica e Desenvolvimento Sustentável** IN: NOBRE, Carlos; AMAZONAS, Maurício de Carvalho. Desenvolvimento Sustentável: A Institucionalização de um Conceito. Brasília: Edições IBAMA, 2002a.

AMAZONAS, Maurício de Carvalho. **Desenvolvimento sustentável e teoria econômica: o debate conceitual nas perspectivas neoclássica, institucionalista e da economia ecológica.** IN: NOBRE, M., AMAZONAS, M. de C. Desenvolvimento sustentável: a institucionalização de um conceito. Brasília: Edições Ibama, 2002b.

ANDRADE, Daniel Caixeta. **Modelagem e valoração de serviços ecossistêmicos: uma contribuição da economia ecológica.** Tese (Doutorado em Economia). Programa de Pós-Graduação em Economia, Instituto de Economia, UNICAMP. Campinas, 2010.

ANDRADE, Daniel Caixeta, SIMÕES, Marcelo Silva, ROMEIRO, Ademar Romeiro. *From an Empty to a Full World: a nova natureza da escassez e suas implicações.* **Economia & Sociedade**, v. 21, p. 695-722, Campinas, 2012.

ANDRADE, Daniel Caixeta; ROMEIRO, Ademar Ribeiro. Degradação Ambiental e Teoria Econômica: Algumas Reflexões sobre uma „Economia dos Ecossistemas. **Economia**, Brasília, ANPEC, v.12 (1), jan/abr. 2011, p. 3-26, 2011.

ANDRADE, Daniel Caixeta; VALE, Petterson Molina.; **Fronteiras planetárias e limites ao crescimento: algumas implicações de política econômica.** IX Encontro

Nacional da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica, 2011, Brasília-DF. Anais... Brasília-DF, 2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CELULOSE E PAPEL. **Conjuntura BRACELPA**. São Paulo: BRACELPA, 2009.

BANCO MUNDIAL; World dataBank. Disponível em: <<http://databank.worldbank.org/ddp/home.do?Step=12&id=4&CNO=2>> Acessado em 13/12/11

BARNOSKY, A. D.; HADLY, E. A.; BASCOMPTE, J.; BERLOW, E. L.; BROWN, J. H.; FORTELIUS, M.; GETZ, W. M.; HARTE, J.; HASTINGS, A.; MARQUET, P. A.; MARTINEZ, N. D.; MOOERS, A.; ROOPNARINE, P.; VERMEIJ, G.; WILLIAMS, J. W.; GILLESPIE, R.; KITZES, J.; MARSHALL, C.; MATZKE, N.; MINDELL, D. P.; REVILLA, E.; SMITH, A. B. Approaching a state shift in Earth's Biosphere. **Nature**, v. 486, jun. 2012.

BARTELMUS, P. **Quantitative Eco-Nomics**. Springer Science + Business Media B.V., 2008.

BERTALANFFY, Ludwig von. **Teoria Geral dos Sistemas: Fundamentos, desenvolvimento e aplicações**. Petrópolis: Editora Vozes, 2008.

BROWN, M. T.; ULGIATI, S. Emergy-based indices and ratios to evaluate sustainability: monitoring economies and technology toward environmentally sound Innovation. **Ecological Engineering**, n.9 pp. 51-69, 1997.

CANO, Wilson. **Ensaio sobre a Formação Econômica Regional do Brasil**. Ed. UNICAMP/Inst. Econ-Fecamp, Campinas, 2002.

CHECHIN, A.; VEIGA, J.E. da. **O fundamento central da economia ecológica**. In: MAY, P.H. (org.) **Economia do Meio Ambiente: teoria e prática**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2010.

CERVI, Jaison Luís; **A Pegada Ecológica do Município do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Dissertação de Mestrado, 2008.

CINDIN, R.C.P.J.; SILVA, R. S.; **Pegada Ecológica: instrumentos de avaliação dos impactos antrópicos no meio natural**. Rio Claro: Estudos Geográficos, 2004.

CLEVELAND, Cutler J.; **Biophysical Economics: From Physiocracy to Ecological Economics and Industrial Ecology**. In: Bioeconomics and Sustainability: Essays in Honor of Nicholas Georgescu-Roegen. Cheltenham: Edward Elgar Publishing, 1999.

CLUBE DE ROMA. About the Club of Rome. Disponível em: <<http://www.clubofrome.org/?p=324>> Acessado em 27/12/12

COMISSÃO MUNDIAL SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO. **Our common future**. Oxford: Oxford University Press, 1987.

COMISSION ON THE MEASUREMENT OF ECONOMIC PERFORMANCE AND SOCIAL PROGRESS. **Report by the Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress**. 2009.

COMISSION ON THE MEASUREMENT OF ECONOMIC PERFORMANCE AND SOCIAL PROGRESS. Welcome to the website of the Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress Disponível em: <http://www.stiglitz-sen-fitoussi.fr/en/index.htm> Acessado em: 27/12/12

COSTANZA, Robert *et al.* **An Introduction to Ecological Economics**. Boca Raton: St Lucie Press, 1997.

COSTANZA, Robert. Changing the way we view humanity and the rest of nature. **Solutions**, 2 (6), p. 1, november, 2011.

CROPPER, Maureen L.; OATES, Wallace E. Environmental Economics: A Survey. **Journal of Economic Literature**, vol. 30, n. 2, p. 675-740, Junho de 1992.

CRUTZEN, P.J. Geology of mankind. **Nature**, v. 415, p. 23, 2002.

DALY, Herman.E. Toward some operational principles of sustainable development. **Ecological Economics**, v.2, pp. 1-6, 1990.

DALY, Herman.E. **Ecological economics: the concept of scale and its relation to allocation, distribution, and uneconomic growth**. Discussion Paper: School of Public Affairs, University of Maryland, 1993.

DALY, Herman.E. **Beyond Growth: The Economics of Sustainable Development**. Boston: Beacon Press, 1996.

DALY, Herman E.; Crescimento Sustentável? Não, Obrigado. **Ambiente & Sociedade** – Vol. VII n. 2 jul./dez. 2004.

DALY, Herman E.; **Ecological economics: the concept of scale and its relation to allocation, distribution, and uneconomic growth**. in **Ecological Economics and Sustainable Development: Selected Essays from Herman Daly**. Northampton: Edward Elgar Publishing, 2007.

DALY, Herman E.; **Uneconomic growth and the built environment: In theory and in fact in Reshaping the built environment : ecology, ethics, and economics**. Washington: Island Press, 1999.

DALY, Herman E.; COBB, J. **For the common good: Redirecting the economy towards community the environment, and a sustainable future**. Boston: Beacon Press, 1989.

DEAN, Warren. **A Ferro e Fogo: a historia e a devastação da Mata Atlântica Brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 1997.

DIAS, Genebaldo Freire; **Pegada Ecológica e Sustentabilidade Humana**. São Paulo: Gaia, 2002.

EGRI, C.P.; PINFIELD, L.T. **As organizações e a biosfera: ecologia e meio ambiente.** IN: CLEGG, S.T.; NORD, W.R.; HARDY, C. Handbook de estudos organizacionais. São Paulo: Atlas, 2001, v. 1.

EITEN, George. **A Vegetação.** In: PINTO, Maria Novaes (org). Cerrado: Caracterização, ocupação e perspectivas. Brasília: Editora UNB, 1990.

EKINS, Paul. Identifying critical natural capital: Conclusions about critical natural capital. **Ecological Economics**, v. 44, pp. 277-292, 2003.

ESTY, Daniel C.; LEVY, Marc; SREBOTNJAK, Tanja; SHERBININ, Alexander de. **2005 Environmental Sustainability Index: Benchmarking National Environmental Stewardship.** New Haven: Yale Center for Environmental Law & Policy, 2005.

EWING, Brad; REED, Anders; GALLI, Alessandro; KITZES, Justin; WACKERNAGEL, Mathis. **Calculation Methodology for the National Footprints Account, 2010 Edition.** Oakland, CA: Global Footprint Network, 2010a.

EWING, Brad; MOORE, D.; GOLDFINGER, S.; OURSLER, A.; REED, A.; WACKERNAGEL, Mathis. **Ecological Footprint Atlas 2010.** Oakland, CA: Global Footprint Network, 2010b.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Global Forest Resources Assessment 2005: Progress toward sustainable forest management.** Roma: FAO, 2006.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. FAOSTAT. Disponível em: < <http://faostat.fao.org/site/291/default.aspx> > Acessado em: 28/12/12.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **Inventário de Emissões de Gases de Efeito Estufa do Estado de Minas Gerais.** Belo Horizonte: FEAM, 2008.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. SOS Mata Atlântica e Inpe divulgam novos dados sobre a situação da Mata Atlântica. Minas Gerais e Bahia são campeões de desmatamento. Disponível em: <http://www.sosma.org.br/blog/sos-mata-atlantica-e-inpe-divulgam-novos-dados-sobre-a-situacao-da-mata-atlantica-minas-gerais-e-bahia-sao-campeoes-de-desmatamento/> Acessado em: 28/12/12

GEORGESCU-ROEGEN, Nicholas; **The entropy law and the economic process**. Cambridge: Harvard University Press, 1971.

GEORGESCU-ROEGEN, Nicholas; Choice, Expectations and Measurability. **The Quarterly Journal of Economics**, v. 68 n. 4 pp. 503-534, Nov. 1954.

GIAMPIETRO, Mario; MAYUMI, Kozo. **The Biofuels Delusion: The Fallacy of Large Scale Agro-Biofuels Production**. Routledge, 2012.

GLADWIN, T.N.; KENNELLY, J.J.; KRAUSE, T. Shifting paradigms for sustainable development: implications for management theory and research. **Academy of Management Review**, New York, v. 20, n. 4, p. 874-907, oct. 1995.

GOODLAND, R.; DALY, H. E.; EL SERAFY, S.; **Population, technology and lifestyle**. Washington, DC: Island Press, 1992.

GOVERNO DE MINAS GERAIS. Rodovias. Disponível em: <http://www.mg.gov.br/governomg/portal/m/governomg/conheca-minas/5662-rodovias/5146/5044> Acessado em: 27/12/12

GOWDY, J.; MESNER, S.; The Evolution of Georgescu-Roegen's Bioeconomics. **Review of Social Economy**, v. LVI, n.2, 1998.

GROSSMAN, Gene M.; KRUEGER, Alan B. Economic Growth and the Environment. **Quarterly Journal of Economics** 110: 353–77. 1995.



HAWKEN, Paul; LOVINS, Amory; LOVINS, L. Hunter; **Capitalismo Natural**. São Paulo: Editora Cultrix, 2000.

HOFF, Débora Nayar; BRAND, Martha Andreia; RATHMANN, Régis; PEDROZO, Eugênio Ávila. O Setor de Base Florestal da Serra Catarinense e a Emergência de um Ecossistema Industrial. **Revista de Gestão Social e Ambiental**, v. 2, n. 1, pp. 54-72, jan-abr. 2008.

HOFFRÉN, Jukka. **Future Trends Of Genuine Welfare In Finland**. IN: Lakkala, Hanna; Vehmas, Jarmo (editors) Trends And Future Of Sustainable Development: Proceedings of the Conference “Trends and Future of Sustainable Development”. Tampere, Finland, 9-10 June 2011

HUI, Cang; Carrying Capacity, Population Equilibrium, and Environment's Maximal Load. in **Ecological Modelling**, n. 192 pp. 317-20. 2006.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Indicadores de Desenvolvimento Sustentável: Brasil 2010**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Agropecuário 2006: Brasil, Grandes Regiões e Unidades da Federação**. Segunda apuração. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Produção Agrícola Municipal. Culturas temporárias e permanentes**. v. 35 Rio de Janeiro: IBGE, 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura**. Volume 23. Rio de Janeiro: IBGE, 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa de Orçamentos Familiares 2008-2009: Aquisição alimentar domiciliar per capita. Brasil e Grandes Regiões**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Produção da Pecuária Municipal**. Volume 36. Rio de Janeiro: IBGE, 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Relatório de Movimentações no Sistema DOF Referentes ao Estado de Minas Gerais: Ano 2008**. Brasília: IBAMA, 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. Monitoramento dos biomas. 2009. Disponível em: <<http://siscom.ibama.gov.br/monitorabiomas>>. Acesso em: 15/01/2013

INSTITUTO CARBONO BRASIL. Mercado de créditos de carbono florestal atinge recorde. Disponível em: <http://www.institutocarbonobrasil.org.br/noticias/noticia=732311> Acessado em: 27/12/12

INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS. Cobertura Vegetal de Minas Gerais. Disponível em: <<http://www.ief.mg.gov.br/florestas>> Acessado em: 27/12/12.

IYER-RANIGA, U.; TRELOAR, G. A context for participation in sustainable development. **Environmental Management**, Oxford, v. 26, n. 4, p. 349–361, oct. 2000.

JACKSON, Tim. **Prosperity without growth: economics for a finite planet**. 1st Edition. London, UK: Earthscan, 2009.

KANSAS WHEAT. Disponível em: < <http://www.kswheat.com/>> Acessado em: 08/01/2013

LAWN, Phillip A. Has Australia surpassed its optimal macroeconomic scale? Finding out with the aid of 'benefit' and 'cost' accounts and a sustainable net benefit index. **Ecological Economics**, v. 28, pp. 213-229, 1999.

LAWN, Phillip A. Scale, prices, and biophysical assessments. **Ecological Economics** v. 38, pp. 369–382, 2001.

LEFF, Enrique. **Racionalidade ambiental: a reapropriação social da natureza**. Rio de Janeiro: Civilização Brasileira, 2006.

LEITE, Ana Maria Feitosa; VIANA, Manuel Osório de Lima; **Pegada Ecológica: Instrumento de Análise do Metabolismo do Sócio-ecossistema Urbano**. Fortaleza: UFC, 2001.

LEVIN, Simon A.; Ecosystems and the biosphere as complex adaptive systems. **Ecosystems** 1, 431-436, 1998.

MANESCHI, Andrea. **Nicholas Georgescu-Roegen and the Filiation of Economic Ideas**. Working Paper No. 00-W18. Department Of Economics, Vanderbilt University. Jun. 2000

MEADOWS, Donella H.; MEADOWS, Dennis L.; JORGEN, Randers; BEHRENS III, William W.; **Limites do Crescimento**. São Paulo: Editora Perspectiva, 1978.

MEBRATU, Desta; **Sustainably and Sustainable Development: Historical and Conceptual Review** in Environmental Impact Assessment Review n. 18 p. 493-520, New York: Elsevier, 1998.

MERICO, Luiz Fernando Krieger; **Introdução à Economia Ecológica**. Blumenau: Edifurb, 2002.

MUELLER, Charles C.; **Os economistas e as relações entre o sistema econômico e o meio ambiente**. Brasília: Editora da UNB, 2007.

MUELLER, Charles C.; Avaliação de Duas Correntes da Economia Ambiental: A Escola Neoclássica e a Economia da Sobrevivência. **Revista de Economia Política** vol. 18 n. 2 p. 66-89, abril-junho/1998.

NOBRE, M. **Desenvolvimento sustentável: origens e significado atual**. IN: NOBRE, M., AMAZONAS, M. de C. **Desenvolvimento sustentável: a institucionalização de um conceito**. Brasília: Edições Ibama, 2002.

NORDHAUS, William; TOBIN, James. **Is Growth Obsolete?** IN: **Economic Growth**, National Bureau of Economic Research. New York: Columbia University Press, 1972.

OLIVEIRA, Lívio Luiz Soares de; **Economia dos Recursos Naturais, Desenvolvimento Sustentável e Crescimento Econômico: Uma Aplicação para o Brasil**. Dissertação de Mestrado. Porto Alegre, 2004.

OZKAYNAK, B; DEVINE, P.; RIGBY, D. Operationalising strong sustainability: definitions, methodologies and outcomes. **Environmental Values** 13, pp. 279-303, 2004.

PAN, Y.; BIRDSEY, R. A.; FANG, J.; HOUGHTON, R.; KAUPPI, P. E.; KURZ, W. A.; PHILLIPS, O. L.; SHVIDENKO, A.; LEWIS, S. L.; CANADELL, J. G.; CIAIS, P.; JACKSON, R. B.; PACALA, S. W.; MCGUIRE, A. D.; PIAO, S.; RAUTIAINEN, A.; SITCH, S.; HAYES, D. A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. **Science**, v. 333, pp. 988-993, ago. 2011.

POSSAS, Mario; A Cheia do “*Mainstream*”: Comentário sobre os Rumos da Ciência Econômica. **Economia Contemporânea** n. 1 jan/jun de 1997.

PURSER, R.E.; PARK, C.; MONTUORI, A. Limits to anthropocentrism: toward an ecocentric organization paradigm? **Academy of Management Review**, New York, v. 20, n.4, p. 1053-1089, oct. 1995.

QUIROGA-MARTINEZ, R. Los indicadores de desarrollo sostenible: estado del arte. **Curso-Taller Indicadores de Desarrollo Sostenible para América Latina y el Caribe**. Santiago, sede de CEPAL, jun. 2003.

REES, W.E.. Ecological footprints and appropriated carrying capacity: What urban economics leaves out. **Environment and Urbanization**, 4, 121-130, 1992.

RIBEIRO, Ricardo Ferreira. **Florestas anãs do sertão: o Cerrado na história de Minas Gerais**. Belo Horizonte: Autêntica, 2005.

RICARDO, David. **Princípios de Economia Política e Tributação**. São Paulo: Nova Cultural, 1985.

ROCKSTRÖM, J.; STEFFEN, W.; NOONE, K.; PERSSON, A.; CHAPIN, F.S.; LAMBIN, E.R.; LENTON, T.M.; SCHEFFER, M.; FOLKE, C.; SHELLNHUBER, H.J.; NYKVIST, B.; WIT, C.A. de; HUGHES, T.; VAN DER LEEUW, S.; RODHE, H.; SÖRLIN, S.; SNYDER, P.K.; COSTANZA, R.; SVEDIN, U.; FALKENMARK, M.; KARLBERG, L.; CORELL, R.W.; FABRY, V.J.; HANSEN, J.; WALKER, B.; LIVERMAN, D.; RICHARDSON, K.; CRUTZEN, P.; FOLEY, J. A safe operating space for humanity. **Nature** n. 461, pp. 472-475, 2009.

ROMEIRO, Ademar Ribeiro; **Economia ou Economia Política da Sustentabilidade**. In. MAY, P.H. (org.) *Economia do Meio ambiente: Teoria e Prática*. Rio de Janeiro: Elsevier, 2003.

ROMEIRO, Ademar.Ribeiro. **Economia ou economia política da sustentabilidade**. In. MAY, P.H. (org.) *Economia do Meio Ambiente: teoria e prática*. Rio de Janeiro: Elsevier, 2010

ROMEIRO, Ademar Ribeiro. Desenvolvimento Sustentável: uma perspectiva econômico-ecológica. **Estudos Avançados**, v. 26 (74), p. 65-92, 2012.

ROPKE, Inge. The early history of modern ecological economics. **Ecological Economics**, n. 50, pp. 293-314, 2004.

SACHS, Ignacy. **Repensando o crescimento econômico e o progresso social: o âmbito da política**. In: ARBIX, G.; ZILBOVICIUS, M.; ABRAMOVAY, R.. *Razões e ficções do desenvolvimento*. São Paulo: UNESP, 2001.

SICHE, J. R.; AGOSTINHO, F.; ORTEGA, Enrique; ROMEIRO, Ademar. Sustainability of nations by indices: Comparative study between environmental sustainability index, ecological footprint and the emergy performance indices. **Ecological Economics**, v. 66, pp.628-637, 2008.

SINDIPAN. Sem trigo, aumenta o consumo de mandioca. Disponível em: <http://www.sindipan.org.br/portal/verNoticia.php?id=5> Acessado em: 08/01/2013

TALBERTH, John; COBB, Clifford; SLATTERY, Noah. **The Genuine Progress Indicator 2006: A Tool for Sustainable Development**. Oakland: Redefining Progress, 2006.

TAYRA, Flávio; RIBEIRO, Helena; Modelos de Indicadores de Sustentabilidade: Síntese e Avaliação Crítica das Principais Experiências. **Saúde e Sociedade**, vol. 15, n. 1, pp. 84-95, janeiro-abril/2006.

TONHASCA JÚNIOR, Athayde. **Ecologia e história natural da Mata Atlântica**. Rio de Janeiro: Interciência, 2005.

VALOR ECONÔMICO. ValorData. Disponível em: <<http://www.valor.com.br/valor-data/tabela/5834/boi>> Acessado em: 20/11/12

VEIGA, José Eli da. O principal desafio do século XXI. **Ciência e Cultura** [on line], v. 57. n. 2, p. 4-5, 2005.

VEIGA, José Eli da; Indicadores Socioambientais: Evolução e Perspectivas in **Revista de Economia Política**, vol. 29, n. 4, pp. 421-35, outubro-dezembro/2009.

VEIGA, José Eli da; Indicadores de Sustentabilidade. **Estudos Avançados** vol. 24 n. 68 pp. 39-52, São Paulo: 2010.

WACKERNAGEL, Mathis; MONFREDI, Chad; MORAN, Dan; WERMER, Paul; GOLDFINGER, Steve; DEUMLING, Diana; MURRAY, Michael; **National Footprint and Biocapacity Accounts 2005: The Underlying Calculation Method**. Oakland, CA: Global Footprint Network, 2005.

VERDESIO, Juan José. **Perspectivas Ambientais**. In: PINTO, Maria Novaes (org). Cerrado: Caracterização, ocupação e perspectivas. Brasília: Editora UNB, 1990.

WALKER, Brian; HOLLING, C. S.; CARPENTER, Stephen R.; KINZIG, Ann; Resilience, Adaptability and Transformability. **Ecology and Society** vol. 9, n.2, artigo 5, Dezembro/2004.

WORLD WILDLIFE FUND; **A Pegada Ecológica de Campo Grande – Resumo Executivo**. Campo Grande: 2011. Disponível em: [http://assets.wwf.org.br/downloads/resumo\\_executivo\\_pegada\\_campo\\_grande\\_11\\_04\\_11.pdf](http://assets.wwf.org.br/downloads/resumo_executivo_pegada_campo_grande_11_04_11.pdf) Acessado em 24/11/2011.

## APÊNDICE 1

### Aquisição alimentar domiciliar *per capita* anual segundo grupos de produtos

Estado de Minas Gerais, período 2008-9

Grupos subgrupos produtos	Kg/ Pessoa/ Ano	Grupos subgrupos produtos	Kg/ Pessoa/ Ano
<b>Cereais e leguminosas</b>	<b>47,006</b>	<b>Frutas</b>	<b>25,479</b>
Cereais	36,479	Frutas de clima tropical	21,753
Arroz não especificado	15,612	Abacate	0,317
Arroz polido	18,169	Abacaxi	1,493
Milho em grão	1,810	Acerola	0,072
Milho verde em conserva	0,312	Banana-d'água	0,853
Milho verde em espiga	0,536	Banana-da-terra	0,107
Outros	0,040	Banana-maçã	0,299
Leguminosas	10,527	Banana-ouro	0,002
Feijão-fradinho	0,062	Banana-prata	2,780
Feijão-jalo	0,122	Outras bananas	2,118
Feijão-manteiga	0,043	Goiaba	0,183
Feijão-mulatinho	0,102	Laranja-baía	0,087
Feijão-preto	2,850	Laranja-lima	0,206
Feijão-rajado	5,677	Laranja-pêra	3,077
Feijão-roxo	0,045	Laranja-seleta	0,103
Outros feijões	1,389	Outras laranjas	2,672
Outras	0,235	Limão comum	0,430
<b>Hortaliças</b>	<b>28,501</b>	Mamão	1,869
Hortaliças folhosas e florais	3,731	Manga	0,989
Acelga	0,011	Maracujá	0,244
Agrião	0,047	Melancia	2,320
Alface	1,085	Melão	0,299
Cheiro-verde	0,139	Tangerina	0,959
Couve	0,886	Outras	0,273
Couve-brócolis	0,120	Frutas de clima temperado	3,727
Couve-flor	0,143	Ameixa	0,067
Repolho	0,937	Caqui	0,067
Outras	0,364	Maçã	2,426
Hortaliças frutosas	12,860	Morango	0,188
Abóbora	2,115	Pêra	0,353
Abobrinha	0,591	Pêssego	0,116
Azeitona em conserva	0,172	Uva	0,463
Berinjela	0,118	Outras	0,048
Cebola	2,550	<b>Cocos, castanhas e nozes</b>	<b>0,185</b>
Chuchu	1,021	Cocos	0,157
Jiló	0,368	Açaí (emulsão)	0,004
Maxixe	0,070	Coco-da-baía	0,089
Pepino fresco	0,382	Outros	0,065
Pimentão	0,428	Castanhas e nozes	0,028
Quiabo	0,748	<b>Farinhas, féculas e massas</b>	<b>13,306</b>
Tomate	4,113	Farinhas	3,992
Vagem			



Outras	0,146	Farinha de mandioca	1,126
Hortaliças tuberosas e outras	0,037	Farinha de rosca	0,037
Alho	11,910	Farinha de trigo	2,690
Batata-aipo	0,608	Farinha vitaminada	0,060
Batata-baroa	0,044	Outras	0,080
Batata-doce	0,194	<b>Féculas</b>	<b>4,395</b>
Batata-inglesa	0,343	Amido de milho	0,127
Batata não especificada	4,723	Creme de arroz	0,055
Beterraba	1,388	Creme de milho	0,026
Cará	0,582	Fécula de mandioca	0,892
Cenoura	0,234	Flocos de aveia	0,040
Inhame	1,715	Flocos de milho	0,189
Mandioca	0,416	Flocos de outros cereais	0,093
Outras	1,537	Fubá de milho	2,924
<b>Panificados</b>	<b>0,126</b>	Outras	0,050
Pães	<b>19,384</b>	<b>Massas</b>	<b>4,918</b>
Pão caseiro	13,961	Macarrão com ovos	1,306
Pão de forma de padaria	0,034	Macarrão não especificado	2,775
Pão de forma industrializado	0,070	Macarrão sem ovos	0,191
Pão de milho	0,726	Massa de lasanha	0,194
Pão de queijo	0,055	Massa de pastel	0,127
Pão doce	0,506	Massa de pizza	0,163
Pão francês	0,905	Outras	0,163
Pão integral	11,246	<b>Carnes</b>	<b>21,286</b>
Torrada	0,113	Carnes bovinas de primeira	5,596
Outros	0,061	Alcatra	0,930
Bolos	0,245	Carne moída	0,413
Biscoitos, roscas, etc.	0,773	Carne não especificada	2,705
Biscoito doce	4,651	Chã-de-dentro	0,375
Biscoito não especificado	2,279	Contrafilé	0,549
Biscoito salgado	0,293	Filé mignon	0,114
Rosca doce	1,546	Lagarto comum	0,178
Rosca não especificada	0,416	Lagarto redondo	0,004
Rosca salgada	0,091	Patinho	0,328
Outros	0,017	Carnes bovinas de segunda	4,786
<b>Vísceras</b>	<b>0,009</b>	Acém	0,392
Vísceras bovinas	<b>0,687</b>	Capa de filé	0,044
Bucho	0,378	Carne moída	0,878
Fígado	0,007	Carne não especificada	1,534
Língua	0,293	Costela	0,844
Outras	0,010	Músculo	0,518
Vísceras suínas	0,069	Pá	0,122
Outras vísceras	0,304	Peito	0,099
<b>Pescados</b>	<b>0,004</b>	Outras	0,356
Pescados de água salgada	<b>1,385</b>	Carnes bovinas outras	1,889
Anchova fresca	0,613	Carne de hambúrguer	0,187
Bacalhau	-	Carne de sol	0,201
Bagre fresco	0,048	Carne moída não especificada	0,352
Cação fresco	0,023	Carne não especificada	0,641
Camarão fresco	0,025	Carne-seca	0,013
Corvina fresca	0,050	Mocotó	0,015
Merluza em filé congelado	0,013	Outras	0,480
Merluza em filé fresco	0,082	Carnes suínas com osso e	3,196
Parati fresco	0,008	sem osso	
Pescada em filé congelado	-	Carré	0,044
Pescada em filé fresco	0,009	Costela	0,473
Pescada fresca	-	Lombo	0,325
Pescadinha fresca	0,010	Pernil	0,766
		Porco eviscerado	0,009

Sardinha em conserva	0,003	Outras	1,580
Sardinha fresca	0,097	<b>Carnes suínas outras</b>	<b>3,383</b>
Tainha fresca	0,035	Carne salgada não especificada	0,172
Outros pescados em filé	-	Costela de porco salgada	0,013
congelado	0,064	Mortadela	0,548
Outros pescados em filé fresco		Paio	0,006
Outros pescados frescos	0,048	Pé de porco salgado	0,038
Outros pescados salgados	0,097	Presunto	0,594
<b>Pescados de água doce</b>	<b>-</b>	Salame	0,185
Acará fresca	<b>0,586</b>	Salsicha comum	0,848
Acari fresco	-	Toucinho fresco	0,715
Anujá fresco	0,072	Toucinho defumado	0,167
Curimatã fresco	0,050	Outras	0,098
Dourada fresca	0,096	<b>Carnes de outros animais</b>	<b>2,436</b>
Jaraqui fresco	0,006	Carne de cabrito	0,004
Lambari fresco	-	Carne de carneiro	0,021
Mapará fresco	0,003	Lingüiça	2,310
Piau fresco	0,002	Outras	0,101
Surubim fresco	0,014	<b>Aves e ovos</b>	<b>13,834</b>
Tambaqui fresco	0,019	<b>Aves</b>	<b>11,178</b>
Tilápia fresca	-	Asa de frango	0,739
Traíra fresca	0,047	Carne de frango não	
Tucunaré fresco	0,083	especificada	0,596
Outros pescados em filé	-	Coxa de frango	0,763
congelado	0,066	Dorso de frango	0,065
Outros pescados em filé fresco		Frango abatido (inteiro)	6,483
Outros pescados frescos	0,020	Frango vivo	0,216
Outros pescados salgados	0,108	Miúdos de frango	0,184
<b>Pescados não especificados</b>	<b>0,001</b>	Peito de frango	1,610
Peixe em filé congelado	<b>0,186</b>	Outras carnes de frango	0,255
Peixe em filé fresco	0,015	Pato inteiro ou em cortes	0,005
Peixe fresco	-	Peru abatido	0,019
Peixe salgado	0,163	Peru em cortes	0,244
<b>Laticínios</b>	<b>0,008</b>	Outras	-
<b>Leite e creme de leite</b>	<b>54,011</b>	<b>Ovos</b>	<b>2,656</b>
Creme de leite	48,436	Ovo de galinha	2,647
Leite condensado	0,367	Outros	0,009
Leite de vaca fresco	0,678	<b>Açúcares, doces e produtos</b>	<b>25,356</b>
Leite de vaca pasteurizado	15,670	<b>de confeitaria</b>	
Leite em pó desengordurado	30,639	<b>Açúcares</b>	<b>22,258</b>
Leite em pó integral	0,046	Açúcar cristal	17,176
Leite em pó não especificado	0,140	Açúcar demerara	0,135
Outros	0,030	Açúcar não especificado	3,583
<b>Queijos e requeijão</b>	<b>0,866</b>	Açúcar refinado	1,328
Queijo minas	2,549	Outros	0,037
Queijo mozzarella	1,290	<b>Doces e produtos de</b>	<b>2,163</b>
Queijo não especificado	0,718	<b>confeitaria</b>	
Queijo parmesão	0,072	Bombom	0,188
Queijo prato	0,033	Chocolate em tablete	0,107
Outros queijos	0,052	Doce a base de leite	0,246
Requeijão	0,083	Doce de fruta cristalizado	0,025
<b>Outros laticínios</b>	<b>0,302</b>	Doce de fruta em calda	0,081
Iogurte	3,025	Doce de fruta em pasta	0,279
Leite fermentado	2,050	Rapadura	0,085
Manteiga	0,592	Sorvete	0,625
Outros	0,365	Outros	0,525
	0,018		
<b>Sais e condimentos</b>			

<b>Sais</b>	<b>5,630</b>	<b>Outros açúcares, doces e produtos de confeitaria</b>	<b>0,934</b>
Sal grosso	2,974	Chocolate em pó	0,719
Sal refinado	0,516	Gelatina	0,122
Outros	2,443	Mel de abelha	0,037
<b>Condimentos</b>	<b>0,016</b>	Polpa de fruta	0,053
Caldo de carne em tablete	2,656	Outros	0,003
Caldo de galinha em tablete	0,045	<b>Óleos e Gorduras</b>	<b>10,637</b>
Outros caldos em tablete	0,056	<b>Óleos</b>	<b>9,420</b>
Colorau	0,072	Azeite de oliva	0,182
Fermento	0,042	Óleo de girassol	0,146
Leite de coco	0,048	Óleo de canola	0,070
Maionese	0,022	Óleo de milho	0,184
Massa de tomate	0,433	Óleo de soja	8,739
Molho de tomate	0,871	Óleo não especificado	0,082
Tempero misto	0,462	Outros	0,018
Vinagre de álcool	0,218	<b>Gorduras</b>	<b>1,217</b>
Vinagre de vinho	0,053	Banha de porco	0,079
Vinagre não especificado	0,048	Margarina vegetal	1,134
Outros	0,094	Outras	0,004
<b>Bebidas e infusões</b>	<b>0,193</b>	<b>Alimentos preparados e misturas industriais</b>	<b>3,384</b>
<b>Bebidas alcoólicas</b>	<b>43,087</b>	<b>Alimentos preparados</b>	<b>2,922</b>
Aguardente de cana	6,152	Alimento congelado	0,083
Outras aguardentes	0,176	Batata frita	0,147
Cerveja	-	Carne assada	0,053
Vinho	5,283	Frango assado ou defumado	0,748
Outras	0,632	Frango empanado	0,087
<b>Bebidas não-alcoólicas</b>	<b>0,061</b>	Massa	0,529
Água mineral	33,769	Refeição	0,593
Refrigerante de cola	7,105	Salgadinho	0,177
Refrigerante de guaraná	12,506	Sanduíche	0,135
Refrigerante de laranja	6,062	Outros	0,369
Refrigerante de limão	1,523	<b>Misturas industriais</b>	<b>0,462</b>
Refrigerante de maçã	0,400	Mistura para bolo	0,443
Refrigerante de uva	0,015	Outras	0,020
Bebida energética	0,436	<b>Outros produtos</b>	<b>0,069</b>
Refrigerante não especificado	0,068		
Outros refrigerantes	2,934		
Suco de fruta em pó	0,436		
Suco de fruta envasado	0,504		
Outras	1,664		
<b>Cafés</b>	<b>0,115</b>		
Café moído	3,099		
Café solúvel	2,970		
Outros	0,087		
<b>Chás</b>	<b>0,042</b>		
Chá-mate	0,067		
Outros	0,056		
	0,011		

**Fonte: Pesquisa do Orçamento Familiar – IBGE**

## APÊNDICE 2

### Aquisição alimentar domiciliar *per capita* anual

Grupos de produtos reorganizados para o cálculo da Pegada Ecológica de acordo com a disponibilidade de dados na FAO. Todos os dados de produtividade não diretamente referenciados foram fornecidos pela FAO por meio do banco de dados FAOSTAT. Estado de Minas Gerais, período 2008-9.

Produto	Qtd Consumida per capita (kg/pessoa)	Produtividade média mundial (kg/ha)	Observações
<b>Abacate</b>	0,317	8.526,9	
<b>Abacaxi</b>	1,493	22.994,4	
<b>Abobora</b>	2,115	13.462,6	
<b>Açúcares, doces e produtos de confeitaria</b>	25,356	56.64,55	
<b>Agrião</b>	0,047	14.243,5	
<b>Alface</b>	1,460	216.124	Inclui acelga.
<b>Alho</b>	0,608	16.211,9	
<b>Alimentos preparados e misturas industriais</b>	3,384	12.958,31	Produtividade calculada a partir da média dos outros produtos alimentícios.
<b>Ameixa</b>	0,067	4.155,4	
<b>Amido de milho</b>	0,127	779,81	
<b>Arroz</b>	33,821	4.310	
<b>Azeitona</b>	0,172	1.800,1	
<b>Banana</b>	6,159	19.538,6	
<b>Batata</b>	6,349	18.037,1	Todos os tipos de batata fora a doce.
<b>Batata Doce</b>	0,343	12.585,9	
<b>Bebidas e infusões</b>	43,087	3.211,64	Produtividade média mundial calculada a partir de dados da FAO para cerveja e vinho.
<b>Berinjela</b>	0,118	24.804	
<b>Beterraba</b>	0,582	51.762	
<b>Bolos</b>	0,773	3.319	Fornecido por Cervi (2008).
<b>Cafés</b>	3,099	791,8	
<b>Caqui</b>	0,067	5.078,8	
<b>Carnes</b>	33,146	84,05	Inclui vísceras e aves. Produtividade média mundial calculada a partir de dados da FAO.
<b>Cebola</b>	2,550	18.002,9	
<b>Cenoura</b>	1,715	29.095,3	
<b>Chás</b>	0,067	1.406,5	
<b>Couve-brócolis</b>	0,120	17.778,8	
<b>Couve-flor</b>	0,143	17.778,8	
<b>Creme de arroz</b>	0,055	2.046,12	Fornecido por Cervi (2008).
<b>Creme de milho</b>	0,026	2.340,09	Fornecido por Cervi (2008).

<b>Farinha de mandioca</b>	1,126	2.500	Fornecido por Cervi (2008).
<b>Farinha de trigo</b>	2,727	2.146,55	Inclui farinha de rosca. Kansas Wheat (2012)
<b>Fécula de mandioca</b>	0,942	3.144,43	Fornecido por Sindipan (2012)
<b>Feijão</b>	10,525	793,5	
<b>Flocos de cereais</b>	0,322	395,08	Inclui flocos de aveia, milho e outros. Fornecido por Cervi (2008).
<b>Fubá de milho</b>	2,924	2.340,09	Fornecido por Cervi (2008).
<b>Inhame</b>	0,416	10.893,6	
<b>Jiló</b>	0,368	24.804	
<b>Laranja</b>	6,145	17.057,2	
<b>Leite e creme de leite</b>	48,436	228,07	Produtividade média mundial calculada a partir de dados da FAO.
<b>Limão</b>	0,430	13.626,3	
<b>Maçã</b>	2,426	14.870,3	
<b>Mamão</b>	1,869	25.165,4	
<b>Mandioca</b>	1,537	12.577,7	
<b>Manga</b>	0,989	7.428,7	
<b>Massas</b>	4,918	3.319	Fornecido por Cervi (2008).
<b>Maxixe</b>	0,070	30.413,9	
<b>Melancia</b>	2,320	28.659,3	
<b>Melão</b>	0,299	23.802,8	
<b>Milho</b>	2,658	5.130,3	
<b>Morango</b>	0,188	16.609,2	
<b>Óleos e Gorduras</b>	10,637	640,98	Produtividade média mundial calculada a partir de dados da FAO.
<b>Outras Frutas Temperadas</b>	0,048	6.596,3	
<b>Outras Frutas Tropicais</b>	0,772	7.000,4	
<b>Outras Hortaliças Frutosas</b>	1,795	6.160,8	
<b>Outras Hortaliças Tuberosas</b>	0,360	7.794,4	
<b>Outros laticínios</b>	3,025	10,91	Produtividade média mundial calculada a partir de dados da FAO para cada laticínio.
<b>Ovos</b>	2,656	228,07	
<b>Panificados</b>	19,384	3.319	Fornecido por Cervi (2008).
<b>Pepino</b>	0,382	30.413,9	
<b>Pêra</b>	0,353	13.486,8	
<b>Pescados</b>	1,385	33,1	Fornecido por Cindin e Silva (2004).
<b>Pêssego</b>	0,116	13.222,4	
<b>Pimentão</b>	0,428	734,9	
<b>Queijos e requeijão</b>	2,549	10,91	Produtividade média mundial calculada a partir de dados da FAO.
<b>Quiabo</b>	0,748	6.469,5	
<b>Repolho e Couve</b>	1,823	29.021,7	
<b>Sais e condimentos</b>	5,630	15.677,3	Produtividade média mundial fornecida pela FAO para pimenta. Sal não faria sentido (ver capítulo 3).
<b>Tangerina</b>	0,959	9.756,6	
<b>Tomate</b>	4,113	33.286	
<b>Uva</b>	0,463	9.379,5	

## APÊNDICE 3

**Produtividade média para o mundo e para o estado de Minas Gerais utilizadas no cálculo da biocapacidade do estado.**

<b>Produto</b>	<b>Produtividade média regional (Yn) (kg/ha)</b>	<b>Produtividade média mundial (Yw) (kg/ha)</b>	<b>Produtividade regional/ mundial (Yfl)</b>	<b>Fonte e ano dos dados para produtividade regional</b>
<b>Abacate</b>	12.602	8.526,9	1,4779	PAM 2008
<b>Abacaxi</b>	31.624	22.994,4	1,3753	PAM 2008
<b>Abobora</b>	4.952,5	13.462,6	0,3679	Censo AP 2006
<b>Acerola</b>	946,5	8.774	0,1079	Censo AP 2006
<b>Algodão (caroço)</b>	3.666	2.139,8	1,7132	PAM 2008
<b>Alho</b>	11.283	16.211,9	0,6959	PAM 2008
<b>Ameixa</b>	80.454,21	4.155,4	19,3614	Censo AP 2006
<b>Amendoim</b>	2.123,1	1.577,8	1,3456	PAM 2008
<b>Amora</b>	2.433,96	7.228,2	0,3367	Censo AP 2006
<b>Áreas</b>				
<b>Urbanas</b>	46.649	18.002,9	2,5912	Inventário GEE (FEAM) 2005
<b>Arroz</b>	2.184	4.310	0,5067	PAM 2008
<b>Aveia</b>	4.054,9	2.291,4	1,7696	Censo AP 2006
<b>Banana</b>	14.731	19.538,6	0,7539	PAM 2008
<b>Batata doce</b>	14.261	12.585,9	1,1331	PAM 2008
<b>Batata inglesa</b>	29.866	18.037,1	1,6558	PAM 2008
<b>Borracha (látex coagulado)</b>	1.848	1.100,3	1,6795	PAM 2008
<b>Cacau (em amêndoa)</b>	422	446,4	0,9453	PAM 2008
<b>Café (em grão)</b>	1.331	791,8	1,681	PAM 2008
<b>Caju (fruto)</b>	3.022,22	2.721,4	1,1105	Censo AP 2006
<b>Cana</b>	78.775	71.652,5	1,0994	PAM 2008
<b>Caqui</b>	18.394	5.078,8	3,6217	PAM 2008
<b>Carambola</b>	2.500	7.000,4	0,3571	Censo AP 2006
<b>Carnes (Bovina + Suína + Ovinos + Aves)</b>	150,68	84,05	1,7926	PPM 2008
<b>Cebola</b>	46.649	18.002,9	2,5912	PAM 2008
<b>Coco da baía</b>	22.774,5	5.231,8	4,3531	PAM 2008
<b>Dendê</b>	18.166,67	14.542,4	1,2492	Censo AP 2006
<b>Ervilha</b>	2.681	7.328	0,3659	PAM 2008
<b>Fava</b>	621	1.719,8	0,3611	PAM 2008
<b>Feijão</b>	1.411	793,5	1,7782	PAM 2008

<b>Figo</b>	10.562	2.912,5	3,6264	PAM 2008
<b>Fruta do Conde</b>	2.430	7.000,4	0,3471	Censo AP 2006
<b>Gergelim</b>	555,5	516,1	1,0763	PAM 2008
<b>Goiaba</b>	15.004	7.000,4	2,1433	PAM 2008
<b>Graviola</b>	13.600	7.000,4	1,9428	Censo AP 2006
<b>Jabuticaba</b>	5.918,37	7.000,4	0,8454	Censo AP 2006
<b>Jaca</b>	27.500	7.000,4	3,9283	Censo AP 2006
<b>Jambo</b>	1.000	7.000,4	0,14285	Censo AP 2006
<b>Kiwi</b>	384,62	16.477,1	0,0233	Censo AP 2006
<b>Laranja</b>	18.856	17.057,2	1,1055	PAM 2008
<b>Leite, Lã e Ovos</b>	754,35	228,07	3,3076	PPM 2008
<b>Lichia</b>	762,82	7.000,4	0,109	Censo AP 2006 (BR)
<b>Lima</b>	1.309,52	8.774	0,1493	Censo AP 2006 (BR)
<b>Limão</b>	16.473	13.626,3	1,2089	PAM 2008
<b>Maçã</b>	16.848	14.870,3	1,133	PAM 2008
<b>Madeira Calorífica</b>	2,21	0,46	4,7975	PEVS 2008
<b>Madeira para construção</b>	0,0463	0,3891	0,1079	PEVS 2008
<b>Mamão</b>	29.422	25.165,4	1,1691	PAM 2008
<b>Mamona</b>	1.684	1.055,7	1,5952	PAM 2008
<b>Mandioca</b>	15.358	12.577,7	1,2211	PAM 2008
<b>Manga</b>	11.628	7.428,7	1,5653	PAM 2008
<b>Maracujá</b>	14.833	7.000,4	2,1189	PAM 2008
<b>Marmelo</b>	3.991	7.194,8	0,5547	PAM 2008
<b>Melancia</b>	26.623	28.659,3	0,9289	PAM 2008
<b>Milho</b>	5.007	5.130,3	0,975966	PAM 2008
<b>Morango</b>	45.980	16.609,2	2,7683	Previsão de safra (IBGE) 2009
<b>Nectarina</b>	7.478,26	13.222,4	0,5656	Censo AP 2006
<b>Nêspera</b>	1.100	6.596,3	0,1668	Censo AP 2006
<b>Noz (fruto seco)</b>	7.000	2.764,9	2,5317	PAM 2008
<b>Palmito</b>	9.899	9.899	1	PAM 2008
<b>Papel</b>	0,2654	0,1083	2,4505	PEVS 2008
<b>Pêra</b>	8.428	13.486,8	0,6249	PAM 2008
<b>Pescado</b>	30,11	33,1	0,9098	Indicadores de desenvolvimento sustentável (IBGE) 2008
<b>Pêssego</b>	26.411	13.222,4	1,997444	PAM 2008
<b>Pimenta do Reino</b>	2.150,94	15.677,3	0,1372	Censo AP 2006
<b>Pitanga</b>	7.000	7.000,4	0,9999	Censo AP 2006
<b>Pupunha</b>	3.666,67	3666,67	1	Censo AP 2006
<b>Sequestro de Carbono</b>	3,4546	0,5934	5,8213	Inventário GEE 2005
<b>Soja</b>	2.962	2397,6	1,2354	PAM 2008
<b>Sorgo</b>	2.503	1.466	1,7074	PAM 2008
<b>Tangerina</b>	20.253	9.756,6	2,0758	PAM 2008
<b>Tomate</b>	62.848	33.286	1,8881	PAM 2008
<b>Trigo</b>	4.791	3.066,5	1,5624	PAM 2008
<b>Urucum (semente)</b>	1.241	1.241	1	PAM 2008
<b>Uva</b>	15.777	9.379,5	1,6821	PAM 2008

## APÊNDICE 4

### Fatores de equivalência para cálculo da Pegada Ecológica e da biocapacidade

Tipo de uso da terra	Fator de equivalência
Terras agrícolas	2,51
Florestas	1,26
Pastos	0,46
Áreas de pesca	0,37
Áreas urbanas	2,51

Fonte: Ewing *et. al.*, 2010.